FORUM UMWELTTECHNIK UND WASSERBAU
BAND 31

Stefan Jocham

Untersuchungen zum Einsatz hochauflösender bathymetrischer LIDAR Daten in der 2D-Abflusssimulation und Habitatmodellierung

innsbruck university press

SERIES

Forum Umwelttechnik und Wasserbau: vol. 31

Series Editors: Markus Aufleger, Anke Bockreis, Wolfgang Rauch

innsbruck university press



Stefan Jocham

Untersuchungen zum Einsatz hochauflösender bathymetrischer LIDAR Daten in der 2D-Abflusssimulation und Habitatmodellierung

Stefan Jocham
Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Wasserbau
Dissertation, Fakultät für Technische Wissenschaften, Universität Innsbruck

Betreuer / Erstbegutachter:
Univ.-Prof. Markus Aufleger
Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Wasserbau, Universität Innsbruck

Zweitbegutachter:
Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht
Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft
Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Universität Stuttgart

Die Dissertation wurde im August 2019 an der Fakultät für Technische Wissenschaften der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck eingereicht. Die vorliegende Buchversion unterscheidet sich von der Originalarbeit im Format und geringfügig auch im Text. Alle inhaltlichen Änderungen sind entsprechend ausgewiesen.

Diese Publikation wurde mit finanzieller Unterstützung des Vizerektorats für Forschung der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck veröffentlicht.

Universität Innsbruck
1. Auflage

www.uibk.ac.at/iup
ISBN 978-3-99106-072-7
DOI 10.15203/99106-072-7

Danksagung

Zur Bearbeitung und Fertigstellung einer Dissertation gehört neben genügend Motivation und Ausdauer selbstverständlich auch ein Umfeld, das die Arbeit überhaupt erst ermöglichen kann. Aus diesem Grund möchte ich einigen Menschen meine Dankbarkeit aussprechen.

Zuerst möchte mich sehr herzlich bei meinem Doktorvater Prof. Markus Aufleger für die Ermöglichung, die kritische Durchsicht und Diskussion der Dissertation bedanken. Außerdem bin ich sehr dankbar für das mir entgegengebrachte Vertrauen, das ein Arbeitsverhältnis über die Dissertation hinaus in vielfältigen Themen des Wasserbaus ermöglicht.
Frau Prof. Silke Wieprecht möchte ich herzlich für die Übernahme der Zweitbegutachtung und die freundlichen, konstruktiven Gespräche danken.

Allen Kollegen am Arbeitsbereich für Wasserbau möchte ich danken für das angenehme Arbeitsklima und die schöne Zeit, die ich in Innsbruck hatte. Michaela Wörndl danke ich für die gemeinsame Projektbearbeitung und die immer unterhaltsamen Stunden bei den Feldmessungen. Katharina Baumgartner gilt ebenfalls mein Dank für gemeinsame Projektbearbeitungen und Feldmessungen. Robert Klar möchte ich noch erwähnen, der mir immer mit Rat und Tat zur Seite stand.

Die Dissertation entstand hauptsächlich im Rahmen des von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft FFG geförderten COMET-K Forschungsprojekts „Alpine Airborne Hydromapping - Research to Practice (AAHM - R2P)“. Ein weiteres wichtiges Projekt, das zur Bearbeitung dieser Dissertation beigetragen hat, ist das von der Autonomen Provinz Bozen - Südtirol finanzierte Forschungsprojekt „Fish Habitat in Alpine Rivers: Integrating Monitoring, Modelling and Remote Sensing (FHARMOR)“. Mein Dank gilt deshalb der FFG und der Autonomen Provinz Bozen - Südtirol für die Finanzierung dieser Projekte.

Der AirborneHydroMapping GmbH gilt mein Dank für grundlegende Entwicklungen im Bereich der luftgestützten Gewässervermessung, ohne die das Dissertationsthema gar nicht entstehen hätte können.

Meinen Eltern und Schwiegereltern möchte ich für ihre Unterstützung danken, wann immer ich sie gebraucht habe. Und schließlich möchte ich mich bei meiner Frau Lilly für ihre Geduld und Unterstützung bedanken und dafür, dass sie mich immer bestärkt hat, die Arbeit zu Ende zu bringen.

Kurzfassung

In der vorliegenden Arbeit wird der Einsatz hochaufgelöster bathymetrischer Vermessungsdaten aus der luftgestützten Gewässervermessung mittels Laserscanning (Airborne LIDAR Bathymetry - ALB) in der hydrodynamisch-numerischen 2D-Modellierung und Fließgewässerhabitatmodellierung untersucht. Zwei naturnahe Gewässerstrecken am bayerischen Lech und der Ahr in Südtirol im Bereich der Äschenregion wurden dafür beispielhaft verwendet.

Mit ALB kann eine Dichte der Vermessungsdaten im Bereich von 20 bis 40 Messpunkten pro Quadratmeter erreicht werden, wobei die Messgenauigkeit der bestimmten Punkte im Bereich von ca. 10 cm liegt. Zum Betrieb von hydrodynamisch-numerischen 2D Modellen können die Messdaten nicht in vollem Umfang genutzt werden und müssen auf ein Berechnungsnetz ausgedünnt werden.
Das Untersuchungskonzept im ersten Teil dieser Arbeit sah vor, lokale Strömungsvariablen mit Geländemodellen und Berechnungsnetzen in variierender räumlicher Auflösung mit zwei verschiedenen Softwarepaketen zur HN 2D Modellierung zu berechnen und zu vergleichen. Anhand der beiden Gewässerstrecken wurden Kennwerte zur Beschreibung der Ungenauigkeiten ermittelt, die in der hydrodynamisch-numerischen Modellierung durch die Auflösung bei der geometrischen Beschreibung des Gewässers entstehen. Dadurch konnte abgeschätzt werden, in welchem Maß die Genauigkeit der berechneten lokalen hydraulischen Variablen von der räumlichen Auflösung der Grundlagengeometrie und der verwendeten Software abhängt. Außerdem wurde auf die Bedeutung der Kalibrierung von HN 2D Modellen eingegangen und der Zusammenhang verschiedener Aspekte, die die Modellierungsergebnisse beeinflussen, betrachtet.
Im zweiten Teil der Arbeit wurde ein physikalisch basiertes Habitatmodell eingesetzt, das als Eingangsparameter die lokalen Strömungsvariablen aus den HN 2D Modellen zur Berechnung der lokalen Habitateignung für Zeigerarten verwendet. Auf diese Weise konnte die Abhängigkeit der Berechnung der Habitateignung von der räumlichen Auflösung der Grundlagengeometrie und den daraus bestimmten lokalen Strömungsvariablen abgeschätzt werden. Für beide Gewässerstrecken wurden Habitateignungen für die Europäische Äsche (Thymallus thymallus) als Leitart der Fischregion ermittelt.

Die Ergebnisse der Arbeit zeigen, dass einerseits eine naturgetreue Wiedergabe der Gewässergestalt im HN Modell und andererseits die Kalibrierung des HN Modells eine wichtige Rolle zur Berechnung plausibler Habitateignungen spielen. Die korrekte Darstellung der lokalen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten, welche für die Habitatmodellierung benötigt werden, ist dabei entscheidend. Die notwendige räumliche Auflösung des Berechnungsnetzes hängt dabei von der Größe des Gewässers und dem Lebensstadium der betrachteten Fischart ab.
Die korrekte Darstellung der Wasseranschlagslinie und somit die Darstellung der ufernahen Flachwasserbereiche ist bei niedriger aufgelösten Berechnungsmodellen mit größerer Unsicherheit behaftet. Durch Adaptierung der ufernahen lokalen Wassertiefen kann die korrekte Ausweisung der Wasseranschlagslinie jedoch verbessert werden und die relevanten Bereiche realitätsgetreuer abgebildet werden. Dies hat Bedeutung für die Modellierung der Jungfischhabitate, die Bereiche mit kleinen Wassertiefen und niedrigen Fließgeschwindigkeiten benötigen. Die Berechnung der Habitateignung für adulte Altersstadien der Äsche, die Bereiche mit größeren Wassertiefen bevorzugen, ist generell weniger abhängig von der räumlichen Auflösung des Berechnungsnetzes.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass die mit ALB gewonnenen Daten eine sehr gute Grundlage zur Berechnung von detailgetreuen lokalen Strömungsvariablen in hoher räumlicher Auflösung darstellen, welche in weiterer Folge zur Habitatmodellierung verwendet werden können. Sie bieten die Möglichkeit, die räumliche Auflösung der Berechnungsnetze an die Größe der Strukturen und den Untersuchungsgegenstand anzupassen.

Abstract

In the present thesis, the use of high-resolution bathymetric survey data from Airborne LIDAR Bathymetry (ALB) in hydrodynamic-numerical (HN) modelling and physically based habitat modelling is investigated. Two near-natural river reaches at the river Lech in Bavaria and the river Ahr in South Tyrol were exemplary used therefore.

With the help of ALB, survey data in the range of 20 - 40 survey points per square meter can be achieved. The accuracy of the surveyed points is in the range of 10 cm. For the operation of HN 2D models, the survey data cannot be used comprehensively and have to be thinned out to be used in a calculation grid.
In the first part of this thesis, the research concept aimed at the calculation and comparison of local hydraulic variables with two different software solutions based on terrain models and calculation grids in varying spatial resolution. Based on that, the accuracy of the calculated local hydraulic variables in dependence of the spatial resolution of the basic geometry input and the used software can be assessed. Additionally, the significance of the calibration of HN 2D models was addressed and also the relation of different aspects that impact on modelling results was considered.
In the second part of the thesis, a physically based habitat model calculating the local habitat suitability of indicator species was employed which used as input the local hydraulic variables generated by the HN 2D models. By this means the dependence between the calculation of the habitat suitability and the spatial resolution of the basic geometry input and the consequently determined local hydraulic variables could be quantified. Habitat suitabilities were calculated for both of the river reaches for the European grayling (thymallus thymallus) as the predominant species of the fish region.

The results of the work show that a realistic representation of the river bed on the one hand and on the other hand the calibration of the HN model play an important role for the calculation of plausible habitat suitabilities. The accurate representation of the local water depths and flow velocities, which are required for habitat modelling, is essential. Thereby, the necessary spatial resolution of the calculation grid depends on the size of the water body and the considered life stage of the fish species.
The accurate representation of the shore line (transition between wetted and dry areas) and thereby the representation of shallow water zones near the shore is becoming more uncertain with lower resolved calculation models. By adapting the local water depth values near the shore, the accurate representation of the shore line can be improved and the relevant areas can be represented closer to reality. This is important for the modelling of habitats for juvenile fish, which are in need of areas that provide small water depths and low flow velocities. The calculation of habitat suitabilities for adult life stages of the grayling, which prefer areas with bigger water depths, is less dependent on the spatial resolution of the calculation grid.

In general, it can be said that ALB data form a very good basis for the calculation of detailed local flow variables in high spatial resolution, which can be used subsequently for habitat modelling. The data offer the possibility to adapt the spatial resolution of the calculation grids to the size of the structures and the object of investigation.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Kapitel 1

Einleitung und Zielsetzung

1.1 Thema

Grundlage vieler Gewässeruntersuchungen stellt die Vermessung der Gewässergeometrie (Bathymetrie) dar. Gewöhnlich kommen dabei traditionelle Vermessungsmethoden wie die terrestrische Tachymetrie zum Einsatz. Anhand von Querprofilen wird das Flussbett vermessen und daraus dann das bathymetrische Geländemodell erstellt. Bei der Nutzung von Querprofildaten fehlt je nach Abstand zwischen den Querprofilen Information über die tatsächliche Gewässergestalt.
Gerade bei gewässerökologischen Fragestellungen ist jedoch die möglichst umfassende Kenntnis der Sohlmorphologie und den damit einhergehenden hydraulischen Verhältnissen sehr wichtig. Kiesbänke, große Gesteinsblöcke und andere Strukturen sollten realitätsgetreu abgebildet werden, da diese als potentielle Lebensräume (Habitate) für die Fauna von Bedeutung sind. Zur Abbildung dieser Bereiche ist eine hohe Auflösung des zugrundeliegenden Geländemodells nötig, da sich Ungenauigkeiten insbesondere in Flachwasserbereichen bei der Habitatbeschreibung bemerkbar machen. Mit einem luftgestützten, wasserdurchdringenden Lasersystem können große Bereiche eines Gewässersystems hochauflösend vermessungstechnisch erfasst werden. Diese Grundlagendaten können dann in weiterer Folge zur detaillierten Modellierung der Gewässerhydraulik und der damit in Zusammenhang stehenden Bewertung der Eignung des Gewässers als Lebensraum verwendet werden.

1.2 Ziel der Arbeit

Übergeordnetes Ziel dieser Dissertation ist es, einen Beitrag zur numerischen Modellierung von ökologisch-hydromorphologischen Prozessen in Fließgewässern zu schaffen. Der Einsatz von hochaufgelösten Daten aus der luftgestützten Gewässervermessung spielt in diesem Zusammenhang die zentrale Rolle.
Den Kern der Arbeit bildet die Quantifizierung des Einflusses der geometrischen Beschreibung der Gewässerkörper einerseits auf die hydraulische Modellierung und andererseits die Fließgewässerhabitatmodellierung. Begleitend dazu wird die Kalibrierung hydrodynamisch-numerischer Modelle im Allgemeinen und im Zusammenhang mit Daten aus der luftgestützten Gewässervermessung angesprochen. Außerdem wird ein Rahmen zur Erstellung von Berechnungsnetzen auf Grundlage hochaufgelöster Vermessungsdaten aufgespannt.
Schließlich wird eine Ausführung von Schlussfolgerungen und Handlungsanweisungen für die Praxis angestrebt.

Kapitel 2

Grundlagen

2.1 Gewässervermessung

2.1.1 Terrestrische Gewässervermessung mit Tachymeter

Die Tachymetrie (von griechisch tachýs = schnell) kombiniert Möglichkeiten der Strecken- und Richtungsmessung und ermöglicht somit die Bestimmung aller Messgrößen, die zur Berechnung eines dreidimensionalen Punktes nötig sind. Vorteil der Tachymetrie ist, dass eine einzige Zielung (Visur) für die Bestimmung eines Punktes genügt. Damit wird die Aufnahme der Lage und Höhe vieler Punkte für technische Projekte ermöglicht. Unterschieden werden optische und elektronische Tachymeter, wobei moderne Systeme elektronisch arbeiten und sich durch größere Reichweite, kürzere Messzeit und höhere Genauigkeit gegenüber optischen Systemen auszeichnen. Das Grundprinzip eines Tachymeters basiert auf der Aufnahme eines Punktes in Polarkoordinaten, wobei sich der Nullpunkt des Koordinatensystems im Instrumentenstandort befindet. Dazu werden zum Zielpunkt die Horizontal- und Vertikalrichtung und außerdem die Strecke gemessen. Aus diesen Informationen lassen sich durch trigonometrische Beziehungen kartesische Koordinaten berechnen (Deumlich und Staiger, 2002 [22]).
Das Grundprinzip der Richtungsmessung bilden zwei Teilkreise, der Horizontalkreis und der Vertikalkreis, an denen Richtungen abgegriffen werden können, sobald ein Ziel erfasst wird. Die horizontale Richtung bezieht sich dabei auf eine Nullmarke auf dem Kreis, die Vertikalrichtung bezieht sich auf die Stehachse, die an der Lotrichtung ausgerichtet ist. Aus den Differenzen zwischen Bezugsrichtung und Zielrichtung lassen sich die beiden Winkel bestimmen. Die Richtungsmessung mit einem elektronischen Tachymeter entspricht weitgehend der bei herkömmlichen Theodoliten mit optischer Ablesevorrichtung. Die Ermittlung der Horizontal- und Vertikalrichtung und der Stehachsenschiefe erfolgt jedoch vollautomatisch mit Sensoren. Die Richtungssensoren arbeiten dabei entweder mit einem feststehenden Teilkreis (stationäre Methode) oder mit einem rotierenden Teilkreis oder einer rotierenden Marke (dynamische Methode) oder bei neuesten Entwicklungen auch ohne Teilkreis. In der Regel besteht die Richtungsmessung aus einer Grob- und einer Feinmessung, wofür die Gerätehersteller sehr vielfältige Methoden entwickelt haben (u. a. das Codeverfahren oder Inkrementalverfahren für die stationäre Methode). Die dynamische Methode beruht auf der Zeitmessung einer sich mit vorgegebener Rotationsgeschwindigkeit bewegenden Spaltblende zwischen zwei Lichtschranken. Die Messung der Winkel erfolgt je nach Instrument mit einer Genauigkeit, die auch bei Zielweiten von über 100 m nur eine Querabweichung von wenigen Millimetern verursachen (Joeckel et al., 2008 [35]).
Für die elektronische Entfernungsmessung gibt es eine Reihe von Messprinzipien. Diese basieren allgemein darauf, dass eine elektromagnetische Welle von einem Sender erzeugt und ausgesendet, an einem reflektierenden Medium reflektiert und von einem Empfänger empfangen und ausgewertet wird. Je nach Beschaffenheit des Zieles werden entweder infrarotes Licht für Reflektoren oder sichtbares Laserlicht für natürliche Zielobjekte verwendet. Gebräuchliche Verfahren sind

unter anderem das Impulsmessverfahren, die Entfernungsmessung durch Lichtinterferenzen oder das Phasenvergleichsverfahren. Außerdem gibt es Messverfahren mittels Dopplereffekt und Lasertriangulation. Beim Impulsmessverfahren sendet der Sender einen Puls (kurzes Wellenpaket) aus, der als Messsignal dient, während bei der Interferenzenmethode eine kontinuierlich abgestrahlte Welle direkt als Messsignal verwendet wird. Beim Phasenvergleichsverfahren wird der vom Sender kontinuierlich abgestrahlten Welle ein periodisches Messsignal aufmoduliert, welche als Maßeinheit für die Streckenmessung dient. Dieses Verfahren ist das am häufigsten eingesetzte Verfahren in der Praxis. Je nach Entfernung beträgt die erreichbare Genauigkeit dabei wenige Millimeter bei Reichweiten von mehreren Kilometern (Joeckel et al., 2008 [35]).

Mit Hilfe von Tachymetern, die typischerweise aus einer Totalstation und einem an einer Lotstange befestigten reflektierenden Medium bestehen, können Gewässer bis zu einer Maximaltiefe, die für die vermessende Person noch watbar ist, vermessen werden. Diese Maximaltiefe bewegt sich im Bereich von 1 m, abhängig von der Fließgeschwindigkeit im zu vermessenden Bereich und der Größe der Person, die die Messung durchführt. Mit Hilfe von Booten können auch größere Wassertiefen überwunden und die Gewässersohle vermessen werden. Die Möglichkeiten sind aus praktischen Gründen aber begrenzt. Mit Tachymetersystemen wird jeder Einzelpunkt anvisiert und die Messung ausgelöst, was mitunter zeitaufwändig ist. Daher wird versucht, die Anzahl der Messpunkte klein zu halten und gleichzeitig die wesentlichen Geländeformen abzubilden. Bei der Vermessung von Gewässern hat es sich bewährt, die relevanten Geländepunkte anhand von Querprofilen aufzunehmen. Bereiche, die sehr heterogen sind oder wichtige große Strukturen wie Bauwerke oder Felsblöcke enthalten, werden zusätzlich vermessungstechnisch aufgenommen. Der Abstand zwischen den Querprofilen richtet sich je nach Gelände, Aufgabenstellung und verfügbarer Zeit. Der Punktabstand innerhalb der Querprofile wird dem Gelände angepasst gewählt und sollte relevante Geländeknicke enthalten. Typischerweise liegt der Abstand je nach Geländeverlauf und Gewässergröße im Bereich von 1 m bis hin zu wenigen Metern.
Moderne Tachymetersysteme verfügen über eine automatische Zielverfolgung, wenn mit einem 360° Reflektorprisma gearbeitet wird, und einen über Funk mit der Totalstation verbundenen Handcomputer, der an der Lotstange angebracht werden kann. Mit diesem kann die Messung ausgelöst werden sowie das gesamte Bedienmenü des Tachymeters gesteuert werden. Dadurch wird die Vermessung im Gegensatz zu früheren Techniken, bei der die Messung an der Totalstation ausgelöst wurde, relativ schnell. Außerdem ist es für eine Person möglich die Vermessung selbstständig durchzuführen.
Insgesamt kann festgehalten werden, dass eine Genauigkeit der Punktbestimmung mit Hilfe von Tachymetersystemen im Bereich von wenigen Millimetern in Höhe und Lage erreicht werden kann. Bedingt durch die Arbeit in fließenden Gewässern ist jedoch das korrekte Ausrichten der Lotstange mitunter erschwert und dadurch wird eine Verschlechterung der Messgenauigkeit bis hin zu wenigen Zentimetern erwartet.

Typischerweise werden die Punkte mit dem Tachymeter in einem lokalen Koordinatensystem aufgenommen und danach im Postprocessing bei Kenntnis von Punkten mit bekannten übergeordneten Koordinaten in ein übergeordnetes globales Koordinatensystem konvertiert. Diese Punkte müssen selbstverständlich innerhalb einer Messanordnung aufgenommen werden.

In Abbildung 2.1 ist ein Tachymetersystem beim Einsatz im Feld dargestellt. Auf dem linken Bild sind die Totalstation und im Hintergrund die Person, die die Lotstange mit 360° Reflektorprisma und Handcomputer bedient, zu sehen. Das rechte Bild zeigt eine Großaufnahme des Handcomputers an der Lotstange.



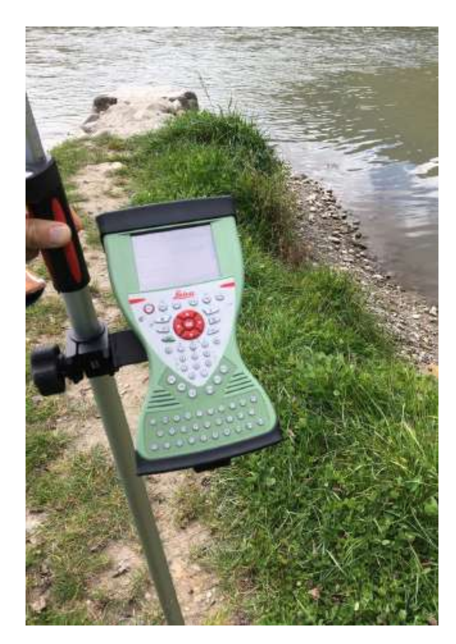


Abb. 2.1: Beispiel eines Tachymetersystems beim Einsatz im Feld

In Abbildung 2.2 ist ein Beispiel für eine Tachymeteraufnahme der Gewässersohle als Grundlage für eine Habitatmodellierung dargestellt. Die Abstände der Querprofile betragen ungefähr 20 m, zusätzlich wurde die orografisch rechte Uferlinie verdichtet eingemessen und Sonderstrukturen wie große Blöcke mit zusätzlichen Messpunkten aufgenommen. Dies ist ein Beispiel für eine sehr hohe räumliche Auflösung an Vermessungspunkten zur Erstellung eines Geländemodells der Gewässersohle. Klassische flussbauliche Querprofile werden meist mit einem Abstand im Bereich von 100 m aufgenommen.

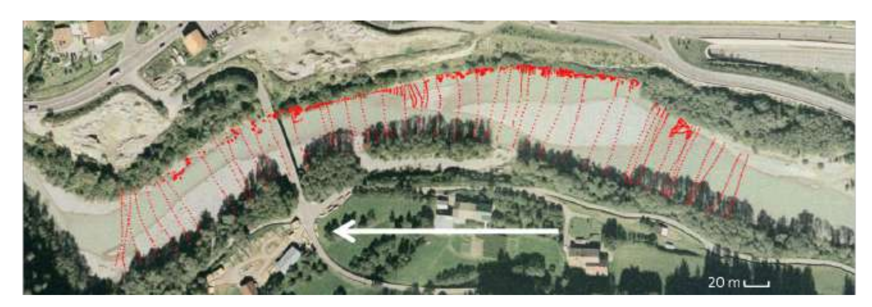


Abb. 2.2: Beispiel einer Tachymeteraufnahme der Gewässersohle als Grundlage für eine Habitatmodellierung - Eigenvermessung

2.1.2 Gewässervermessung mit globalem Satellitennavigationssystem

Die Positionsbestimmung mit einem globalen Satellitennavigationssystem, allgemein als GNSS (global navigation satellite system) bezeichnet, basiert auf der Abstandsmessung eines Empfängers zu mehreren Navigationssatelliten und Pseudoliten. Das momentan weltweit leistungsfähigste GNSS stellt das in den USA von 1973 an entwickelte und aufgebaute NAVSTAR-GPS (Navigational Satellite Timing and Ranging – Global Positioning System) dar. Allgemein ist es unter dem Kürzel GPS bekannt. Der Vollausbau dieses Systems wurde 1992 erreicht und besteht aktuell aus mindestens 24 Satelliten.
Die Abstandsmessung erfolgt durch das Messen von Signallaufzeiten und der Auswertung der Trägerphasendifferenz zwischen Satelliten und Empfänger. In der Praxis ergeben sich Ungenauigkeiten in der Positionsbestimmung, die durch eine Vielzahl von Faktoren hervorgerufen werden. Beispielhaft seien Einflüsse hinsichtlich der Signalausbreitung wie Beugungserscheinungen oder interferierende Fremdsignale genannt. Außerdem beeinflussen unter anderem Fehler der Satellitenuhr und Laufzeitfehler die gemessenen Entfernungen (Joeckel et al., 2008 [35]). Die Palette der Fehlereinflüsse ist jedoch deutlich größer und kann nur im Rahmen einer vertieften Diskussion der detaillierten Funktionsweise von GNSS beschrieben werden und ist nicht Bestandteil dieser Dissertation.
Unter dem Titel „Standard Positioning System Performance Specification“ wurden im Jahr 2008 Angaben zu den erreichbaren Genauigkeiten mit GPS vom „Department of Defence“ der USA veröffentlicht. Dort werden bei günstiger Satellitenkonstellation Genauigkeiten von $\leq$ 9 m in der Horizontalebene und $\leq$ 15 m in der Vertikalebene mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % angegeben (Mansfeld, 2010 [50]).
Bei Anwendungen der Gewässervermessung sind jedoch Genauigkeiten im Bereich von Zentimetern erforderlich, wofür ein gewöhnliches und auch kostenfrei zugängliches GNSS-Signal nicht ausreicht. Es muss auf Methoden zurückgegriffen werden, die Korrekturdaten verwenden und dadurch die Genauigkeit erheblich steigern. Allgemein wird dabei von Ergänzungen zu den Satellitenortungssystemen gesprochen. Dies umfasst im Wesentlichen Systeme des Differenzial-Messverfahrens und Pseudoliten neben weiteren Systemerweiterungen (Mansfeld, 2010 [50]).
Für Differenzialmessverfahren werden ortsfeste GNSS-Empfänger mit bekannten Koordinaten, sogenannte Referenzstationen, benutzt. Aus den Abweichungen der tatsächlichen und der empfangenen Positionen der Referenzstationen lassen sich die systembedingten Abweichungen sehr genau bestimmen. Die Referenzstation übermittelt die Differenzen der theoretischen und der tatsächlichen Signallaufzeiten an die Empfänger in der Umgebung, welche diese Differenzangaben als Korrektursignal verwenden. Dadurch lässt sich die Position des Empfängers erheblich genauer berechnen. Dieses Verfahren wird im Falle des GPS-Systems als Differential Global Positioning System (DGPS) bezeichnet. Wie stark die Genauigkeit erhöht werden kann, hängt von der Entfernung des Empfängers von der Referenzstation oder den Referenzstationen ab. Zur hochgenauen Positionsbestimmung wird weiters das Verfahren der Träger-Phasen-Messung angewendet.
In Österreich und Deutschland wurden jeweils Satellitenpositionierungsdienste entwickelt (unter anderem APOS und EPOSA in Österreich und SAPOS in Deutschland), die Netze von Referenzstationen betreiben und verschiedene Produkte zur Fehlerkorrektur von GNSS-Daten zur Steigerung der Genauigkeit bei der Positionsbestimmung anbieten. Dabei werden Echtzeitdienste und Produkte für das Postprocessing der Daten unterschieden. Einfache Echtzeitverfahren erreichen Lagegenauigkeiten im Bereich von 1 m. Mit Postprocessingdaten und hochwertigen Echtzeitverfahren, die ebenfalls die Trägerphase auswerten, werden Lagegenauigkeiten im Bereich von $\pm$ 2 cm erreicht. Allgemein gilt, dass die Genauigkeit für die Höheninformation typischerweise um den Faktor 2 - 3 schlechter als die Lagegenauigkeit ist (Mansfeld, 2010 [50], SAPOS, APOS). Durch Verfahren der Basislinienmessung kann die Genauigkeit der Positionsbestimmung weiter verbessert werden. Eine Basislinie besteht aus einem dreidimensionalen Vektor zwischen zwei Empfangsstationen, die beide gleichzeitig GPS-Daten empfangen. Bei gleichzei-

tiger Messung mehrerer Empfangsstationen über einen längeren Zeitraum werden mehrere Basislinien ermittelt, die ausgewertet werden können. Basislinienmessungen werden unter anderem für geodätische Grundlagenvermessungen oder zur Verdichtung von Festpunktnetzen verwendet (Matthews, 1997 [52]).

Analog zu terrestrischen Methoden mit dem Tachymeter werden mit terrestrischen Anwendungen von GNSS diskrete Einzelpunkte vermessen, was ebenfalls einen relativ großen zeitlichen Aufwand für die Vermessung von sehr heterogenen Oberflächen, wie sie in Gewässern vorliegen können, nach sich zieht. Die Vermessung von Gewässern erfolgt daher gewöhnlich ebenfalls anhand von Querprofilen.
Eine Möglichkeit besteht auch in der Kombination von GNSS- und Tachymetermessung. Es genügt, einige wenige Punkte per GNSS sehr genau in einem globalen übergeordneten Koordinatensystem zu bestimmen und diese in eine klassische terrestrische Tachymetervermessung einzubinden. Über diese Punkte können die übrigen mit Tachymeter eingemessenen Punkte in das globale Koordinatensystem überführt werden. So eine Herangehensweise bietet sich beispielsweise in abgelegenen Gebieten ohne amtlich vermarkte Referenzpunkte an oder in einem Bereich, in dem wiederholt Messungen gemacht werden. Dadurch können Kosten für die Bereitstellung der Korrekturdaten minimiert werden.
Abbildung 2.3 zeigt einen mobilen GNSS-Empfänger im Rucksack mit zugehöriger, auf einer Lotstange montierter, Antenne beim Einsatz im Feld.



Abb. 2.3: Beispiel eines mobilen GNSS Messsystems mit Rucksack und Lotstange beim Einsatz im Feld

2.1.3 Luftgestützte Gewässervermessung

Luftgestützte Verfahren zur Vermessung der Erdoberfläche mittels Laserscanning (Airborne Laserscanning - ALS) sind nunmehr seit vielen Jahren in Verwendung. Das grundlegende Prinzip des Laserscannings basiert auf der Laufzeitmessung von an Oberflächen reflektierten Laserpulsen. Es handelt sich somit bei der Beobachtungsgröße um eine geometrische, reflektierende Fläche und nicht um einen diskreten Einzelpunkt wie bei der Tachymetermessung oder der Vermessung mittels GNSS. Dadurch können, bedingt durch das Messverfahren, keine echt reproduzierbaren Einzelpunktmessungen durchgeführt werden (Joeckel et al., 2008 [35]).

Über die Laufzeit kann indirekt, bei Kenntnis der Position und räumlicher Orientierung der Laserquelle, die Örtlichkeit der reflektierenden Oberfläche bestimmt werden. Aus diesen Gründen handelt es sich beim ALS um ein Multisensorsystem, das aus einer GNSS-Einheit zur Positionsbestimmung, einer intertialen Messeinheit zur Bestimmung der Raumstellung (Inertial Measurement Unit - IMU) und dem eigentlichen Laserscanner besteht (Ackermann, 1999 [13], Wehr und Lohr, 1999 [71]).
Beim konventionellen Airborne Laserscanning werden Lasersysteme verwendet, die ein Signal im infrarotnahen Wellenlängenbereich (λ = 800 - 1550 nm) aussenden. Mit diesen Verfahren können große Landoberflächen schnell und hochauflösend vermessen werden. Allerdings wird das Lasersignal von diesen Systemen an der Wasseroberfläche reflektiert und von der Wasseroberfläche absorbiert und liefert daher keine Informationen über die Gewässeroberfläche, die sich unterhalb des Wasserspiegels befindet (Mandlburger et al., 2009 [48]).
Die Verwendung eines Lasersystems, das im sichtbaren grünen Wellenlängenbereich arbeitet (λ = 532 nm), ermöglicht ein Eindringen der Laserpulse in Wasserkörper und somit die Vermessung der Topographie auch unter der Wasseroberfläche (Steinbacher et al., 2012 [68]). Allgemein wird dieses Verfahren als Airborne LIDAR Bathymetry (ALB) bezeichnet. Die Eindringtiefe hängt von mehreren Faktoren ab und kann im Idealfall bis zu mehreren Metern betragen. Eine Richtgröße der Eindringtiefe ist ungefähr die Secchitiefe (Fussenegger, 2012 [26]).

Im Gegensatz zum konventionellen ALS muss beim ALB jedoch berücksichtigt werden, dass das Messsystem in einem Zweiphasensystem von Wasser und Luft arbeitet, was mit zusätzlichen Aufgabenstellungen bei der Datenverarbeitung der Rohdaten verbunden ist. Der Laserstrahl wird beim Auftreffen auf die Wasseroberfläche durch den Unterschied der Ausbreitungsgeschwindigkeit im Medium Wasser und im Medium Luft abgelenkt. Dieses Phänomen wird als Brechung oder Refraktion bezeichnet und wird bei der Prozessierung der Daten berücksichtigt, indem für die unter Wasser befindlichen Punkte eine Refraktionskorrektur berechnet wird. Die Information über die Lage und Ausrichtung des Wasserspiegels, und somit auch darüber, welche Punkte zum Zeitpunkt der Vermessung unter Wasser liegen, entstammt aus dem reflektierten Signal der grünen Laserpulse. Das aufgenommene Signal des Lasers besitzt bei Durchdringen eines Wasserkörpers zwei Signalspitzen, wobei die erste der Wasseroberfläche und die zweite dem Gewässergrund zugeordnet werden kann.
Bereits im Einsatz befindliche Systeme zeichnen sich dadurch aus, dass sehr kurze Pulse mit kleinem Öffnungswinkel und hoher Frequenz emittiert werden (Pulsdauer: 1 ns, Divergenz: 1 mrad, Pulswiederholungsrate: 250 kHz). Kurze Pulse (1 ns $\equiv$ 30 cm) sind notwendig, um die Reflexionen der Wasseroberfläche und der Gewässersohle in Flachwasserzonen, für die das System entwickelt wurde, trennen zu können. Schmale Pulse mit einem kleinen Öffnungswinkel (1 mrad entspricht 50 cm Durchmesser des Fußabdrucks (footprint) am Grund bei einer nominellen Flughöhe von 500 m) zusammen mit einer hohen Nettomessrate von mindestens 110 kHz (neuere Systeme 250 oder 500 kHz) sichern die hohe räumliche Auflösung von typischerweise 20 - 50 Punkten/m^2 (Mandlburger et al., 2011 [49]).

Die Datenaufnahme erfolgt in Form von Scanstreifen, da die Abdeckung am Grund abhängig von der Flughöhe und dem Auslenkwinkel des Laserscanners begrenzt ist. Im Rahmen einer Laserscanvermessung werden dann, abhängig von der Gewässergröße und -form, unterschiedlich viele sich überlappende Scanstreifen aufgenommen.
Zur Überprüfung der relativen Passgenauigkeit der Flugstreifen wird in der Datenprozessierung beim sogenannten Streifenabgleich für jeden Streifen ein Digitales Oberflächenmodell (DOM) berechnet. Anschließend werden aus den jeweils überlappenden Modellen Streifen-Differenzmodelle abgeleitet. Die Visualisierungen der Streifendifferenzen können nicht nur einen systematischen Höhenversatz der Streifen, sondern oft auch Lageverschiebungen anzeigen. Auf Basis dieser Informationen kann schließlich eine qualifizierte Aussage getroffen werden, ob eine zusätzliche Fein-Georeferenzierung der Punktwolke mittels Streifenausgleichung erforderlich ist (Mandlburger et al., 2009 [48]). Die Georeferenzierung der Daten wird mittels terrestrisch aufgenommener Passflächen (Passpunkten) bewerkstelligt, auf welche die Punktwolke eingepasst wird (Baran et al., 2013 [16]).
Nach dem Streifenabgleich und der Georeferenzierung wird die Datenpunktwolke eines bathymetrischen Laserscansystems einer Klassifikationsroutine unterzogen, um unter anderem die Grundlagen zur Refraktionskorrektur zu schaffen. Dabei werden zur Erstellung eines korrekten Oberflächenmodells die Unterscheidung und Filterung der Datenpunkte in Wasserspiegel, unbenetzter Bodenpunkt und benetzter, überflossener Bodenpunkt (Gewässersohle) vorgenommen. Auf Basis der klassifizierten Wasserspiegelpunkte wird ein Wasseroberflächenmodell erzeugt, welches im Anschluss für die Refraktionskorrektur der benetzten Bodenpunkte verwendet wird. Außerdem müssen in der Klassifikationsroutine Datenpunkte, die nicht vom Grund stammen, bestimmt werden. Dazu zählen unter anderem Datenpunkte aus der Vegetation und Störpunkte, die zum einen technisch bedingt vorkommen und zum anderen durch Objekte wie Stromleitungen hervorgerufen werden. Schließlich können hochaufgelöste digitale Geländemodelle der Gewässersohle inklusive der Böschungen und Vorlandbereiche erstellt werden.

Die geometrische Genauigkeit der Punktwolke, d.h. die Genauigkeiten in der Wiedergabe der Lage- und Höheninformationen für so ermittelte Punktwolken, kann nicht generell angegeben werden, so wie es für terrestrische Tachymeter oder GNSS-Systeme möglich ist. Die Genauigkeit wird durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. In verschiedenen Projekten und Anwendungen, unter anderem im von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft FFG geförderten COMET-K Forschungsprojekt „Alpine Airborne Hydromapping - Research to Practice (AAHM - R2P)“ wurde eine Messgenauigkeit des beschriebenen Systems im Bereich von 10 cm bestimmt (Weinold et al., 2017 [72], Mandlburger, 2015 [47]).
Im amerikanischen Sprachraum wird an ähnlichen Systemen gearbeitet und geforscht. Die Anwendbarkeit der Daten im Bereich der Gewässervermessung hinsichtlich Genauigkeit und Datendichte wurde dort nachgewiesen. Genaue Angaben sind aus oben genannten Gründen jedoch nicht möglich. Ergebnisse dazu finden sich unter anderem in Kinzel et al. (2013) [41] oder Hilldale und Raff (2008) [32].

2.2 Hydrodynamisch-numerische Modellierung

2.2.1 Allgemeine Grundlagen hydrodynamisch-numerischer Modellierung

Ein naturwissenschaftliches Modell kann allgemein als eine Abbildung der Natur verstanden werden, welche nicht alle Eigenschaften des Originals enthält, sondern lediglich die relevant erscheinenden Eigenschaften in ausreichender Genauigkeit nachbildet. Es kann zur Beschreibung der Realität und als Prognosewerkzeug zukünftiger Entwicklungen benutzt werden. Ein numeri-

sches Modell zur Beschreibung von Strömungsvorgängen und Transportprozessen in Gewässern, basierend auf den hydrodynamischen Grundgleichungen, wird als hydrodynamisch-numerisches Modell (HN-Modell) bezeichnet.
Bei HN-Modellen erfolgt die Beschreibung der Realität auf Basis mathematischer Modelle aus Differentialgleichungen, welche über Massen- und Kräftegleichgewichte an einem Kontrollvolumen hergeleitet werden. Damit können die ablaufenden orts- und zeitabhängigen Strömungsvorgänge in Gewässern beschrieben werden.
Die hydrodynamisch-numerische Modellierung ist Stand der Technik und wird in vielfältigen Fragestellungen des Wasserbaus und der Wasserwirtschaft eingesetzt.

Die folgenden Ausführungen zu den hydrodynamischen Grundgleichungen sind angelehnt an den Arbeitsbehelf Hydrodynamik des ÖWAV-Arbeitsausschusses „Fließgewässermodellierung" [4].
Die allgemeine Transportgleichung basiert auf den Transportgleichungen von Masse, Impuls und Energie und ergibt sich durch Bilanzierung über ein Kontrollvolumen Ω wie folgt:

$$-\int_{\Gamma} \vec{j} \cdot \vec{n} d\Gamma + \int_{\Omega} s d\Omega = \frac{\partial}{\partial t} \cdot \int_{\Omega} \Phi d\Omega \tag{2.1}$$

Somit gilt allgemein, dass die Bilanz der mit der Flächennormalen $\vec{n}$ über den Rand des Kontrollvolumens Γ multiplizierten Flüsse $\vec{j}$ und den Quellen und Senken s im Kontrollvolumen die Änderung des Speichers einer Größe Φ im Kontrollvolumen ergibt.

Durch Anwendung des Integralsatzes nach Gauss kann die Gleichung in Differentialform geschrieben werden. In dieser Form stellt sie die Grundform aller hydrodynamischen Modellgleichungen dar:

$$\frac{\partial \Phi}{\partial t} + \nabla \cdot \vec{j} = s \tag{2.2}$$

Setzt man $\Phi = \rho =$ Dichte und $\vec{j} = \vec{u}\rho =$ Massenfluss, so ergibt sich übertragen auf den Transport einer Fluidmasse folgende Kontinuitätsgleichung:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla(\vec{u}\rho) = 0 \tag{2.3}$$

Für inkompressible Fluide mit $\rho =$ konstant vereinfacht sich die Gleichung zu:

$$\nabla \cdot \vec{u} = 0 \tag{2.4}$$

Die Energie- und Impulserhaltung kann auf gleiche Art und Weise hergeleitet werden. Die Darstellung des Zusammenhangs von Spannung und Verformung, die Impulserhaltung, führt zu folgender Gleichung, welche als Navier-Stokes-Gleichung bekannt ist:

$$\frac{\partial \left(\rho \vec{u}\right)}{\partial t} + \nabla \left(\rho \vec{u} \cdot \vec{u}\right) = -\nabla p + \rho \vec{g} + \eta \Delta \vec{u} \tag{2.5}$$

Die Energiegleichung wird gewöhnlich vernachlässigt.

In der dargestellten Form enthält die Navier-Stokes-Gleichung keinerlei Vereinfachungen und kann nur für wenige Sonderfälle analytisch gelöst werden. Mit numerischen Verfahren können

jedoch detailgetreue Näherungslösungen auch für komplexeste Strömungen erzeugt werden. Allerdings müssen dafür die kleinsten zeitlichen und räumlichen Skalen durch die Numerik aufgelöst werden, was mit enormem Rechenaufwand verbunden ist. Daher ist die Lösung der vollständigen Gleichungen mittels Direkter Numerischer Simulation (DNS) nur für sehr einfache Spezialfälle (laminare, gering turbulente Strömung) mit sehr großem Rechenaufwand lösbar. Die Strömungen in Fließgewässern sind jedoch zeitlich stark variabel und machen eine direkte numerische Lösung unpraktikabel. Die allgemeingültigen Navier-Stokes-Gleichungen werden daher für den praktischen Ingenieurseinsatz deutlich vereinfacht.

Bei der Berechnung von turbulenten Strömungen werden die Strömungsparameter in einen Mittelwert und einen Schwankungsterm aufgeteilt. Dabei ist eine Mittelung über ein Zeitintervall Δt erforderlich, welches durch das Verhältnis von turbulenter Schwankung zu mittlerer Fließbewegung bestimmt wird. Diese Gleichungen werden Reynoldsgleichungen genannt und unterscheiden sich von den Navier-Stokes-Gleichungen durch eine Mittelwertbetrachtung mit zugehörigem Spannungsterm. Dieser Spannungsterm berücksichtigt die turbulenten Schwankungen, die nicht vom Strömungsmodell selbst abgebildet werden. Allerdings bringt er zusätzliche Unbekannte ins Gleichungssystem. Für deren Lösung stehen jedoch keine zusätzlichen Gleichungen zur Verfügung, weshalb keine geschlossene Lösung für das Gleichungssystem gefunden werden kann. Dies wird auch als Schließungsproblem bezeichnet und bedingt die sogenannte Turbulenzmodellierung, bei der die Unbekannten aus dem Spannungsterm mit den schon bekannten Variablen korreliert werden. Man spricht in diesem Zusammenhang auch von den Reynolds-Averaged-Navier-Stokes (RANS) Gleichungen. Je nach Komplexität der entsprechenden Korrelationen werden Null-, Ein- oder Zweigleichungsmodelle und Reynoldsspannungsmodelle unterschieden.

In der numerischen Simulation werden die turbulenten Spannungen somit nicht direkt abgebildet, sondern können durch geeignete Annahmen in Form von Turbulenzmodellen vereinfacht abgebildet werden. Damit liegen die Gleichungen in einer geschlossenen, lösbaren Form vor. Bekannte Turbulenzmodelle für Fließgewässer sind der Prandtlsche Mischungsweglänge-Ansatz oder das k-ϵ-Turbulenzmodell mit seinen Abwandlungen. Außerdem gibt es die Methode der Large-Eddy-Simulation (LES), bei der die größeren Wirbel der Strömung auf dem Berechnungsnetz aufgelöst und die kleineren Wirbel modelliert werden.

Das grundlegende Prinzip von numerischen Verfahren beruht darauf, Näherungslösungen für die Variablen auf definierten Stützstellen zu berechnen und nicht die Gleichungen für den gesamten Gültigkeitsbereich der Variablen zu lösen. Da die Differentialgleichungen orts- und zeitabhängig sind, werden zeitliche und räumliche Stützstellen in definierten Abständen gesetzt, um die Gleichungen numerisch integrieren zu können. Man spricht dabei von zeitlicher und örtlicher Diskretisierung. Durch die Diskretisierung werden die Differentialgleichungen in algebraische Gleichungen überführt, für die mit Hilfe von Gleichungslösern Näherungslösungen für alle Variablen berechnet werden.

Es existiert eine Vielzahl numerischer Methoden, die nach Einsatzmöglichkeiten für das gegebene Gleichungssystem und nach numerischen Kriterien wie Stabilität oder Rechenzeit ausgewählt werden müssen. Da bei Fließgewässermodellierungen konvektive Prozesse dominieren, ergeben sich numerische Probleme, wenn Informationen aus allen Richtungen gleich gewichtet werden. Diese Probleme können durch physikalische Gewichtung der Informationsrichtung, sogenannte Upwind-Verfahren, begrenzt und die Verfahren stabilisiert werden (z. B. Ferziger und Peric, 2008 [24], Laurien und Oertel, 2011 [44], Lecheler, 2011 [45], Oertel et al., 2011 [57]).

2.2.2 Hydrodynamisch-numerische 2D-Modellierung

2.2.2.1 Überblick

Die Ausführungen in diesem Kapitel sollen einen Überblick über die Grundlagen und Anwendungsgebiete der hydrodynamisch-numerischen (HN) 2D-Modellierung geben und erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

2.2.2.2 Grundgleichungen

Hydrodynamisch-numerischen 2D-Modellen liegen die tiefengemittelten Reynoldsgleichungen, die sogenannten tiefengemittelten Flachwassergleichungen zugrunde (Abbott, 1979 [12]). Sie werden durch Anwendung folgender Vereinfachungen aus den vollständigen Navier-Stokes- und Reynoldsgleichungen abgeleitet [4]:

- Die Wellenlänge ist sehr viel größer als die Wellenhöhe (Flachwasserannahme).
- Die Geschwindigkeiten und damit der Impuls in der vertikalen Richtung können vernachlässigt werden, die Geschwindigkeiten werden nur in x- und y-Richtung berücksichtigt.
- Der Druck kann als hydrostatisch angenommen werden, da die Stromlinienkrümmungen gering sind.
- Die Geschwindigkeiten werden über die Wassertiefe gemittelt, daraus ergibt sich eine über die tiefe konstante Fließgeschwindigkeit.

Die Gültigkeit der Flachwassergleichungen ist auf Strömungsprobleme mit geringem Wasserspiegelgefälle, Sohlgefälle und Energieliniengefälle beschränkt. Für die Lösung eines zweidimensionalen Strömungsproblems ergibt sich folgendes Gleichungssystem:

$$\frac{\partial}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial x} + \frac{\partial r}{\partial y} = 0$$

$$\frac{\partial}{\partial t} q + \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{q}{h} + \frac{gh}{2}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{q \cdot r}{h}\right) = gh\left(I_{\mathrm{Sx}} - I_{\mathrm{Ex}}\right) \tag{2.6}$$

$$\frac{\partial}{\partial t} r + \frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{q \cdot r}{h}\right) + \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{r}{h} + \frac{gh}{2}\right) = gh\left(I_{\mathrm{Sy}} - I_{\mathrm{Ey}}\right)$$

mit
q = spezifischer Abfluss in x-Richtung
r = spezifischer Abfluss in y-Richtung
I_{Ex} und I_{Ey} = Energieliniengefälle in x- und y-Richtung
I_{Sx} und I_{Sy} = Sohlgefälle in x- und y-Richtung

In kompakter Vektorform kann Gleichungssystem 2.6 auch wie folgt geschrieben werden:

$$\frac{\partial \vec{a}}{\partial t} + \frac{\partial \vec{e}}{\partial x} + \frac{\partial \vec{f}}{\partial y} + \vec{s} = 0 \tag{2.7}$$

In ausführlicher Form und inklusive der Terme für die Viskosität ergeben sich die 2D-Flachwassergleichungen in ihrer konservativen Form (Vreugdenhil, 1994 [70]):

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}\begin{bmatrix} h \\ uh \\ vh \end{bmatrix} + \frac{\partial}{\partial x}\begin{bmatrix} uh \\ u^2h + 0,5gh^2 - \nu h\frac{\partial u}{\partial x} \\ uvh - \nu h\frac{\partial v}{\partial y} \end{bmatrix} \\ + \frac{\partial}{\partial y}\begin{bmatrix} vh \\ uvh - \nu h\frac{\partial u}{\partial x} \\ v^2h + 0,5gh^2 - \nu h\frac{\partial v}{\partial y} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} 0 \\ gh\left(I_{Ex} - I_{Sx}\right) \\ gh\left(I_{Ey} - I_{Sy}\right) \end{bmatrix} = 0 \end{aligned} \tag{2.8}$$

mit
ν = Viskosität
h = Wassertiefe
u = Geschwindigkeit in x-Richtung
v = Geschwindigkeit in y-Richtung

Das Energieliniengefälle wird mittels eines Widerstandsgesetzes über den Fließwiderstand berechnet. Dabei wird häufig die allgemeine Fließformel nach Chezy oder Darcy-Weisbach unter Verwendung des empirisch bestimmten Rauheitsbeiwerts nach Strickler ($\mathrm{k_{St}}$) als Maß des Fließwiderstands zur Berücksichtigung der im Gewässerabschnitt auftretenden Verluste benutzt. Verluste im Gewässerbett werden durch verschiedene Effekte hervorgerufen, die durch die Gewässerform in verschiedenen Skalen bestimmt sind. Physikalisch basierte, systematische Ansätze zur Wahl des Rauheitsbeiwertes sind dadurch sehr schwierig zu ermitteln und sind nach wie vor eine Herausforderung in der Fließgewässermodellierung. Aus diesen Gründen stellt der Rauheitsbeiwert den maßgeblichen Parameter zur Kalibrierung eines HN 2D-Modells dar, welcher im Rahmen von hydrodynamisch-numerischen 2D-Simulationen meist anhand von Naturmessdaten zu bestimmen ist (vgl. z. B. Yöruk, 2009 [74] oder Musall, 2011 [54]).

Die Viskosität ν setzt sich aus der kinematischen Viskosität ν_{k} und der Wirbelviskosität ν_{t} zusammen. Die kinematische Viskosität ν_{k} kann unter der Annahme einer konstanten Temperatur als unveränderlich angenommen werden. Die Wirbelviskosität ν_t muss zur Lösung des Schließungsproblems der Reynolds-Mittelung durch ein Wirbelviskositätsmodell abgebildet werden. Allgemein wird dabei angenommen, dass die Turbulenz durch zwei unabhängige Größen, die turbulente kinetische Energie K und ein Längenmaß L beschrieben werden kann. Das Längenmaß gibt die Größenordnung der Turbulenzstruktur an. Für die Wirbelviskosität ergibt sich sodann folgender Zusammenhang, wobei c_T eine dimensionslose Konstante darstellt (Ferziger und Peric, 2008 [24]):

$$\nu_t = c_T \cdot \rho \cdot \sqrt{2K} \cdot L \tag{2.9}$$

Bei der Berechnung von zweidimensionalen Strömungen werden zur Turbulenzmodellierung meist Nullgleichungs- oder Zweigleichungsmodelle verwendet. Dabei sind algebraische Modelle weit verbreitet. Der Name der Turbulenzmodelltypen ergibt sich aus der Anzahl der zusätzlich zu

den Strömungsgleichungen zu lösenden Differentialgleichungen. Einerseits kommen Modelle mit konstanter Wirbelviskosität zur Anwendung, andererseits werden Mischungswegmodelle (Nullgleichungsmodelle), die auf dem Prandtlschen Mischungswegmodell basieren, eingesetzt. Bei Mischungswegmodellen wird angenommen, dass die Wirbelviskosität proportional zum Gradienten der mittleren Fließgeschwindigkeit ist und daher die turbulente kinetische Energie K aus dem mittleren Geschwindigkeitsfeld der Strömung bestimmt werden kann.
Ein häufig angewendetes Zweigleichungsmodell ist das tiefengemittelte κ-ϵ-Modell. Bei diesem Modell wird die Wirbelviskosität durch zwei unabhängige Parameter beschrieben. Der Transport der turbulenten kinetischen Energie wird dabei auf Grundlage des Parameters κ ausgedrückt. Für die Dissipation der turbulenten Energie wird ein Parameter ϵ definiert (Martin, 2011 [51]).

2.2.2.3 Räumliche Diskretisierung

Die Lösung der Strömungsgleichungen erfolgt bei HN 2D-Berechnungen auf einem 3D-Oberflächennetz, wobei strukturierte und unstrukturierte Netze unterschieden werden. Bei strukturierten Netzen ist die Anzahl der Unterteilungen in eine Raumrichtung konstant und jeder Knoten mit einem Indexdupel (i,j) versehen. Dadurch sind die räumlichen Diskretisierungsverfahren relativ einfach zu formulieren. Der Nachteil strukturierter Netze liegt in ihrer eingeschränkten geometrischen Flexibilität.
Bei unstrukturierten Netzen ist die Zuordnung der Zellen nicht mehr eindeutig durch die Indizes der Knotenpunkte möglich. Die Zellen müssen zusätzlich nummeriert werden und die Angabe, welche Knoten Bestandteil der Zelle sind, ist erforderlich. Abbildung 2.4 zeigt je ein Beispiel eines strukturierten und eines unstrukturierten Netzes.

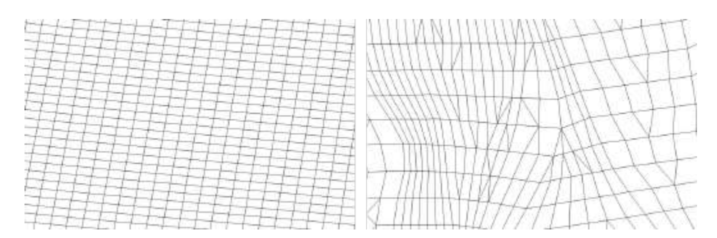


Abb. 2.4: Beispiele eines strukturierten Netzes (links) und eines unstrukturierten Netzes (rechts)

Zur numerischen Lösung eines Strömungsproblems müssen die räumlichen Ableitungen der 2D-Flachwassergleichungen auf diesen Rechennetzen diskretisiert werden, wobei die Finite Differenzen Methode (FDM), die Finite Elemente Methode (FEM) und die Finite Volumen Methode (FVM) unterschieden werden (vgl. Oertel et al., 2011 [57] und Martin, 2011 [51]).

Finite Differenzen Methode

Bei der FDM werden die Strömungsgleichungen in ihrer Differentialform durch geeignete Differenzausdrücke ersetzt. Zur Überführung der Differentiale (partielle Ableitungen) in finite Differenzen werden Taylor-Reihen verwendet (Martin, 2011 [51]). Bei der Differenzbildung werden die Vorwärts-, Rückwärts- und Zentraldifferenz unterschieden.
Mit der Näherung, dass nur die ersten zwei Glieder der Taylor-Reihe berücksichtigt werden, ergibt sich aus der Subtraktion der Vorwärts- und Rückwärtsdifferenzen beispielhaft für die Fließgeschwindigkeit u in x-Koordinatenrichtung die Zentraldifferenz zur Approximation der ersten

Ableitung mit Gleichung 2.10:

$$\left(\frac{\partial u}{\partial x}\right)_{i,j} = \frac{u_{i+1,j} - u_{i-1,j}}{2 \cdot \Delta x} \tag{2.10}$$

Für die Zentraldifferenz ergibt sich dadurch eine Genauigkeit zweiter Ordnung. Es werden stets Verfahren zweiter Ordnung benötigt, um stetige und genaue Lösungen zu erhalten. Bei den Vorwärts- und Rückwärtsdifferenzen wird die Genauigkeit zweiter Ordnung durch Einbeziehung von drei Punkten erreicht. Die zweiten Ableitungen können ebenfalls durch die Verwendung von Taylor-Reihen approximiert werden (Lecheler, 2011 [45]).
Als Stützstellen werden die Ecken des Volumenelements (Knoten) verwendet. Dies wird als Zelleckpunktschema bezeichnet. Mit der Finite Differenzen Methode kann im Vergleich zu den anderen Methoden die höchste Genauigkeit erreicht werden. Sie ist jedoch auf strukturierte Netze beschränkt und geometrisch somit weniger flexibel einsetzbar (Lecheler, 2011 [45]).

Finite Volumen Methode

Im Gegensatz zur FDM, bei der die Approximierung der Differentiale in den Knoten erfolgt, werden bei der FVM nicht überlappende Kontrollvolumina (finite Volumen) um die Knoten gebildet, in denen die Flüsse, Quellen und Senken bilanziert werden. Die Ausgangsgleichungen werden dazu in eine etwas andere Form gebracht, indem man sie über das betrachtete Gebiet integriert. Bei der Betrachtung der Kontrollvolumina wird die Erhaltung von Masse, Impuls und Energie gefordert, was die Methode sehr robust macht (Yörük, 2009 [74] und [4]).
In Gleichung 2.11 ist die Integralform der Erhaltungsgleichung in kompakter Form dargestellt:

$$\int_{\Omega} \frac{\partial \vec{e}}{\partial x} d\Omega + \int_{\Omega} \frac{\partial \vec{f}}{\partial y} d\Omega + \int_{\Omega} \vec{s} d\Omega = 0 \tag{2.11}$$

Dadurch dass die Bilanzierung der Flüsse unabhängig von der Form des Kontrollvolumens ist, ist die FVM geometrisch sehr flexibel und kann sowohl bei strukturierten als auch bei unstrukturierten Berechnungsgittern angewendet werden.
Bei der Definition der Kontrollvolumina werden zwei Methoden unterschieden. Bei der Zellenmittelpunktmethode (ZMM, siehe Abbildung 2.5, links) werden die Bezugspunkte in den Mittelpunkten der Zelle positioniert. Dies hat den Vorteil, dass der Wert einer Variablen in diesem Bezugspunkt den Mittelwert über das Kontrollvolumen genauer abbildet. Bei der Zelleneckpunktmethode (ZEM, siehe Abbildung 2.5, rechts) werden die Kontrollvolumina um die Knoten herum konstruiert. Durch diese Definition ist die Approximation der verbleibenden Ableitungen an den Seiten des Kontrollvolumens genauer. Die ZMM bietet hinsichtlich der numerischen Stabilität Vorteile gegenüber der ZEM (Martin, 2011 [51], Kinzelbach, 2007 [42], Ferziger und Peric, 2008 [24]).

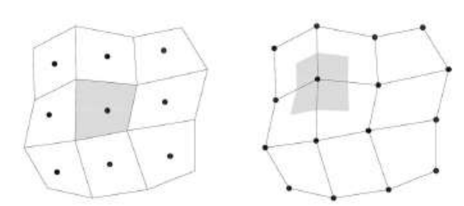


Abb. 2.5: Prinzipdarstellungen der Zellenmittelpunktmethode (links) und der Zelleneckpunktmethode (rechts)

Zur Lösung der Flachwassergleichungen in der Integralform werden die im jeweiligen Kontrollvolumen enthaltenen Oberflächenintegrale numerisch approximiert. Die Summe der Flüsse über die Ränder des Kontrollvolumens entspricht dabei dem Nettogesamtfluss durch das Kontrollvolumen. Zur Ermittlung der Flüsse über die Ränder des Kontrollvolumens gibt es wiederum verschiedene Ansätze und Methoden (Ferziger und Peric, 2008 [24]).

Finite Elemente Methode

Die Finite Elemente Methode verwendet die sogenannte schwache Integralform der Differentialgleichungen. Auf die Ausgangsgleichungen wird dabei die Methode der gewichteten Residuen angewendet [4]. Dies verlangt, dass der Fehler, der bei der Diskretisierung entsteht, mit einer entsprechenden Gewichtsfunktion, die auf die Ausgangsgleichung aufgesetzt wird, ausgeglichen wird (Kinzelbach, 2007 [42]). Im Gegensatz zur FVM wird dabei die Bilanzgleichung nicht in jedem Element oder Kontrollvolumen erfüllt, sondern lediglich über das betrachtete Gesamtgebiet.
Die Diskretisierung des Rechengebiets bei der zweidimensionalen Strömungssimulation erfolgt gewöhnlich anhand linearer Dreiecke, welche an einem beliebigen Knoten in Teilflächen unterteilt werden (siehe Abbildung 2.6). Mit dieser Teilung werden lokale Koordinaten eingeführt, die unabhängig von der Form und Größe des Elements sind. Mit Hilfe dieser lokalen Koordinaten werden die Ansatz- oder Gewichtsfunktionen für die Diskretisierung der Strömungsvariablen innerhalb eines Elementes formuliert. Die Funktionen sollen derart beschaffen sein, dass sie jeweils an einem Knoten des Elements den Wert 1 annehmen und der Wert sich zu den anderen Knoten hin auf den Wert 0 ändert. Als Ansatzfunktionen können einfache lineare Funktionen oder höherwertige Funktionen verwendet werden (Martin, 2011 [51] und Oertel et al., 2011 [57]).

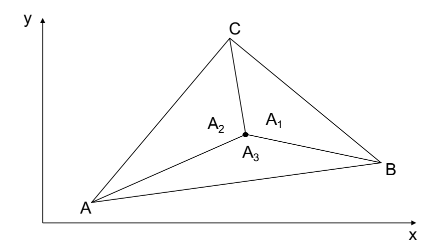


Abb. 2.6: Beispieldarstellung eines zur Diskretisierung bei der FEM verwendeten Dreieckelements mit zugehörigen Teilflächen

Die FEM kann sowohl mit strukturierten als auch mit unstrukturierten Netzen angewendet werden.

2.2.2.4 Zeitliche Diskretisierung

Die zeitliche Diskretisierung der Flachwassergleichungen wird im Allgemeinen mit Differenzenverfahren umgesetzt, wobei die zeitlichen Ableitungen entweder durch Anpassung eines Polynoms oder durch eine Taylorreihenentwicklung approximiert werden.
Abhängig von der Zeitebene, auf der die Formulierung der diskretisierten räumlichen Ableitungen erfolgt, werden explizite und implizite Methoden unterschieden. Bei expliziten Verfahren werden die gesuchten zeitabhängigen Größen ausschließlich aus bereits bekannten Zuständen

des Strömungsfeldes bestimmt. Bei impliziten Verfahren werden die gesuchten Größen auch aus unbekannten zukünftigen Zuständen des Strömungsfeldes bestimmt. Explizite Verfahren sind wesentlich einfacher zu lösen als implizite Verfahren. Sie haben allerdings den Nachteil, dass die Lösung deutlich mehr Iterationen innerhalb eines Zeitschrittes benötigt bis sie konvergiert. Außerdem hängt die Zeitschrittlänge von der Strömungsgeschwindigkeit und der Elementgröße ab und ist an folgendes Stabilitätskriterium gebunden (Lecheler, 2011 [45]):

$$CFL = v \cdot \frac{\Delta t}{\Delta x} \leq 1 \tag{2.12}$$

mit
CFL = Courant-Friedrichs-Lewy Zahl
v = Fließgeschwindigkeit
Δx = Rechennetzmaschenweite
Δt = Zeitschritt

Die CFL-Zahl stellt somit das Verhältnis zwischen der Ausbreitungsgeschwindigkeit einer Störung und der numerischen Ausbreitungsgeschwindigkeit dar. Implizite Verfahren sind für viele Strömungsverhältnisse sehr stabil, wodurch die Wahl von sehr großen Zeitschritten im Gegensatz zu expliziten Verfahren möglich ist. Durch die Formulierung auf unbekannten Zeitebenen ergibt sich allerdings ein nichtlineares Gleichungssystem, für dessen Lösung ein hoher Rechenaufwand erforderlich ist (Laurien und Oertel, 2011 [44]). In Abbildung 2.7 werden die Prinzipien der beiden Methoden vergleichend veranschaulicht.

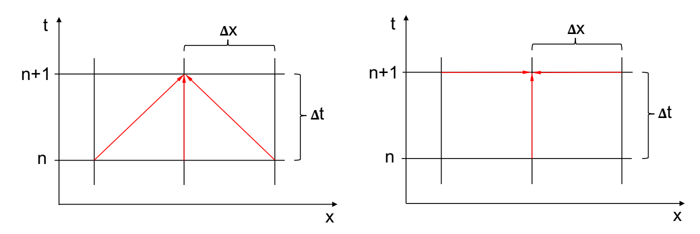


Abb. 2.7: Prinzipdarstellungen des expliziten (links) und impliziten (rechts) Differenzschemas bei der zeitlichen Diskretisierung

Darüber hinaus gibt es Einschrittverfahren und Prädiktor-Korrektor-Verfahren. Bei Einschrittverfahren werden die zeitabhängigen Größen zu einem gesuchten Zeitpunkt mit einem einzigen Berechnungsschritt ermittelt. Dazu werden Methoden verwendet, bei denen die Approximation der Ableitungen anhand von Informationen von nur zwei Zeitebenen erfolgt. Zu diesen Zwei-Ebenen-Methoden gehören das (explizite) Euler-Vorwärts- (Gleichung 2.13) und das (implizite) Euler-Rückwärts-Verfahren (Gleichung 2.14).

$$a^{n+1} = a^n + \Delta t \cdot rhs^n \tag{2.13}$$

$$a^{n+1} = a^n + \Delta t \cdot rhs^{n+1} \tag{2.14}$$

mit
rhs^i = alle räumlich diskretisierten Ableitungen der Fluss- und Quellterme der 2D-Flachwassergleichungen in der Zeitebene i

Neben den Zwei-Ebenen-Methoden gibt es auch Methoden, für die Informationen aus drei oder mehr Zeitebenen erforderlich sind. Die Genauigkeit der Approximation muss jedoch an die Komplexität der Aufgabenstellung angepasst werden (vgl. hierzu Laurien und Oertel, 2011 [44], Lecheler, 2011 [45], Ferziger und Peric, 2008 [24]).

Prädiktor-Korrektor-Methoden sind zweistufige Herangehensweisen, bei denen die gesuchte Lösung zunächst mit dem Prädiktor-Schritt abgeschätzt und anschließend mit dem Korrektor-Schritt korrigiert wird. Dadurch wird versucht, die Vorteile der impliziten Verfahren in Bezug auf die Stabilität mit denen der expliziten Verfahren hinsichtlich Flexibilität und Einfachheit zu kombinieren. Für den Prädiktor-Schritt werden gewöhnlich explizite Methoden verwendet. Für den Korrektor-Schritt werden implizite Methoden herangezogen, die die abgeschätzte Lösung aus dem Prädiktor-Schritt verwenden. Um die Genauigkeit der Lösung und die Stabilität des Verfahrens im Vergleich zu Einschrittverfahren zu erhöhen, werden Verfahren verwendet, die Informationen aus drei oder mehr Zeitebenen benötigen, sogenannte Mehrpunkt- und Runge-Kutta-Methoden (Laurien und Oertel, 2011 [44], Lecheler, 2011 [45]).
Mehrpunktmethoden benötigen Informationen aus vergangenen Zeitebenen, was den Nachteil bringt, dass bereits beim Start einer Berechnung Informationen aus vergangenen Zeitebenen benötigt werden. Dieses Startproblem kann zu unphysikalischen Lösungen führen, die sich meist im Verlauf der Berechnung verstärken. Bei Runge-Kutta-Methoden tritt dieses Problem nicht auf, da lediglich Lösungen zwischen dem bekannten Zeitpunkt n und dem unbekannten Zeitpunkt n+1 enthalten sind. Runge-Kutta-Methoden sind genauer und stabiler als Mehrpunktmethoden derselben Ordnung, wobei Methoden höherer Ordnung jedoch schwer zu entwickeln sind. Häufig wird die Runge-Kutta-Methode zweiter Ordnung verwendet, welche die Euler-Vorwärts-Methode mit halber Zeitschrittweite als Prädiktor (Gleichung 2.15) und die Mittelpunktregel als Korrektor (Gleichung 2.16) verwendet (Ferziger und Peric, 2008 [24]).

$$a_p^{n+1/2} = a^n + \frac{\Delta t}{2} \cdot efs^n \tag{2.15}$$

$$a^{n+1} = a^n + \Delta t \cdot efs_p^{n+1/2} \tag{2.16}$$

Der Index p in den Gleichungen steht für vorläufige, abgeschätzte Lösungen aus dem Prädiktor-schritt.

2.2.2.5 Datengrundlagen und praktische Aspekte bei der hydrodynamisch-numerischen 2D-Modellerstellung

Zur hydrodynamisch-numerischen 2D-Modellerstellung werden als Eingangsdaten topographische Daten, hydrologische Daten (Abflüsse, Wasserstände) und Informationen über auftretende Fließwiderstände benötigt. Die hydrologischen Daten Abfluss und Wasserstand an den Modellgebietsgrenzen stellen als Randbedingungen der numerischen Berechnung unbedingt notwendige und möglichst exakt vorzugebende Eingabedaten dar, welche den gesamten Verlauf und das Ergebnis der Berechnung bestimmen.
Topographische Daten können in Form von Punkt- und Linieninformationen oder Bruchkanten vorliegen. Meist liegen diese Daten jedoch nicht in einer Form vor, wie sie im HN 2D-Modell direkt verwendet werden können. Zur Durchführung einer hydrodynamisch-numerischen Simulation gibt es gewisse Anforderungen an das Rechennetz bzw. die geometrische Darstellung des Geländes. Dies sind unter anderem Kriterien für die Innenwinkel der Elemente oder die Größenverhältnisse benachbarter Elemente. Bei der Verwendung von expliziten Verfahren der zeitlichen

Diskretisierung spielt das CFL-Kriterium eine wichtige Rolle, wobei das kleinste Element im Rechennetz einen limitierenden Faktor für den internen Zeitschritt darstellen kann. Daher ist darauf zu achten, dass sich kein sehr kleines kritisches Element im Rechennetz befindet, das die Rechenzeit negativ beeinflusst. Aus diesen Gründen muss das zugrundeliegende Geländemodell in ein, den Kriterien entsprechendes, Rechennetz überführt werden, das die wesentlichen Merkmale der Geländeformen enthält.
Die Kalibrierung der Modelle spielt in der Praxis eine zentrale Rolle. Den Hauptkalibrierparameter stellen dabei die empirisch bestimmten Rauheitsbeiwerte dar. Systematische Ansätze zur Wahl der Beiwerte sind jedoch sehr begrenzt. Sie können praktisch nur auf Basis von vorhandenen Kalibrierdaten bestimmt werden, um genaue Lösungen zu erzielen. Dafür werden Naturmessdaten in Form von Geschwindigkeitsmessungen, Wasseranschlagslinien oder Wasserspiegellagen, idealerweise verteilt über das gesamte Modellgebiet, benötigt. Dazugehörige Abflussmessungen sind zur Kalibrierung des Modells unerlässlich.
Als Ergebnis von HN 2D-Modellierungen erhält man berechnete hydraulische Kenngrößen des Modellgebietes. Diese bestehen hauptsächlich aus Wasserständen und tiefengemittelten Fließgeschwindigkeiten sowie aus daraus berechneten hydraulischen Kenngrößen. Entsprechend der untersuchten Aufgabenstellung sowie der Ausstattung des eingesetzten numerischen Modells können Ergebnisse auch in Form von morphodynamischen oder thermodynamischen Größen vorliegen.

2.3 Habitatmodellierung in Fließgewässern

2.3.1 Allgemeines

Definitionsgemäß wird unter einem Habitat der Lebensraum verstanden, den eine Auswahl von Tier- oder Pflanzenarten aus der Lebensgemeinschaft eines Biotops nutzt. Habitate bilden somit Teillebensräume in Biotopen. Die Auswahl wird häufig auf wenige Arten oder eine Art begrenzt. Je nach Nutzungsart und -zeit wird u. a. zwischen Nahrungs-, Laich-, Brut- und Nisthabitaten sowie Sommer- und Winterhabitaten unterschieden.
Sehr kleinräumige oder speziell abgegrenzte Habitate werden als Mikrohabitate bezeichnet. Habitate, die den bevorzugten Lebensraum einer Art kennzeichnen, werden auch Vorzugshabitate genannt. Sie werden in der Regel für größere, heterogen strukturierte Biotope angegeben. Umfasst der gesamte Lebensraum eines Individuums oder einer Population mehrere unterschiedlich strukturierte Gebiete, so wird von komplementären oder Teil-Habitaten gesprochen. Sie lassen sich vor allem für mobile, wandernde Arten wie Fische oder Zugvögel bestimmen und können auch in voneinander getrennten Biotopen liegen. Teilhabitate lassen sich für alle Tiere finden, deren Habitat sich in funktionale Räume, zum Beispiel der Nahrungsaufnahme, der Fortpflanzung oder des Rückzugs, unterteilen lässt. Im Zusammenhang mit (insbesondere jagdbaren) Wildtieren ist Einstandshabitat beziehungsweise umgangssprachlich Einstandsgebiet gebräuchlich. Solche Habitate bilden Schutz-, Deckungs- oder auch Ruhezonen (Campbell und Reece, 2009 [20]). Die Fischfauna zum Beispiel benötigt Einstandshabitate auf oder nach kräftezehrenden Distanzwanderungen (Albert und Langer, 2007 [14]).

Habitatmodelle für Fließgewässer geben auf physikalischer Basis eine Prognose für die Eignung eines Gewässerabschnittes als Lebensraum für gewisse Arten. Jedoch können sie nicht die betrachteten Organismen an sich beschreiben. Die Habitateignung ist ein notwendiges, aber kein hinreichendes Kriterium für das Vorhandensein einer Art, was auch durch nicht berücksichtigte Parameter beeinflusst wird.
Fließgewässer und ihre Lebensräume sind komplexe Systeme, die durch eine große Zahl von miteinander verknüpften biotischen und abiotischen Faktoren charakterisiert sind. Diese Fakto-

ren können als Lebensraumansprüche zusammengefasst werden, wobei Habitatmodelle auf den Lebensraumansprüchen von Zeigerarten und deren Entwicklungsstadien aufbauen. Zeigerarten besitzen eine Indikatorfunktion, da ihr Vorkommen gleichzeitig das Vorhandensein einer größeren Anzahl anderer, systemtypischer Arten anzeigt.
Physikalische Habitatmodelle haben sich als gutes Bewertungsinstrument für die ökologische Wertigkeit und Funktionsfähigkeit von Gewässern bewährt. Mit ihnen können strukturelle und hydraulische Charakteristika analysiert und mit den jeweiligen Lebensraumansprüchen verglichen werden. Dafür sind Referenzwerte für die hydraulischen Verhältnisse (z. B. Wassertiefen, Strömungsgeschwindigkeiten) und die Substratzusammensetzung als Lebensbedingungen anzugeben.
Habitatmodelle können außerdem zur Prognose von Effekten durch Veränderungen am oder im Fließgewässer genutzt werden. Maßnahmen zur Renaturierung oder strukturellen Aufwertung von Gewässerabschnitten können dadurch im Vorhinein bewertet werden.
Allgemein gilt, dass die Prognosefähigkeit von Habitatmodellen für wasserwirtschaftliche Fragestellungen von großem Nutzen ist. In einer großskaligen Herangehensweise sind Habitatmodelle in der Lage, unter anderem ökologische Defizite und Schlüsselhabitate im Gewässersystem aufzuzeigen. Die Überprüfung der abflussabhängigen Durchgängigkeit von Gewässerstrecken kann anhand von minimalen Wassertiefen abflussabhängig durchgeführt werden.

Die Vorteile des Einsatzes von Habitatmodellen für gewässerökologische Fragestellungen können besonders in folgenden Zusammenhängen begründet werden (Schneider, 2001 [61]):

- *„Der ökologische Zustand eines Gewässersystems ist unmittelbar gekoppelt mit den Lebensverhältnissen der typischerweise angesiedelten Lebewesen.*

- *Mit Habitatmodellen kann der Einfluss von Abfluss- und Strukturänderungen auf Fische, Invertebraten und Makrophyten vorausgesagt werden.*

- *Abflussänderungen in Fließgewässern wirken sich primär auf Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten, benetzte Flächen, Substratzusammensetzung und deren Variabilität aus, die alle Hauptfaktoren der Habitatqualität und -modellierung sind.*

- *Durch den Bezug des Habitatangebotes auf den Abfluss wird eine quantitative Basis geschaffen, die es erlaubt, ökologische Bewertungen den Nutzungsansprüchen gegenüberzustellen.“*

Da sich die hydraulischen Verhältnisse mit dem Abfluss ändern, ist das Habitatangebot und die Lebensraumqualität einer dem Abfluss folgenden Dynamik unterworfen. Gewöhnlich liegt bei einem kleinen Abflussbereich das Maximum an Habitatangebot vor, während sich das Habitatangebot bei kleinerem und größerem Abfluss reduziert. Dieses Verhalten ist in Abbildung 2.8 schematisch veranschaulicht und wird in gängigen Habitatmodellen für Fließgewässer erfasst. Die ersten Schritte in diese Richtung wurden im Rahmen der in den USA entwickelten Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) und dem Analysemodell PHABSIM (Physical Habitat Simulation System) gemacht (Stalnaker et al. 1995 [66]), Bovee, 1986 [18]).

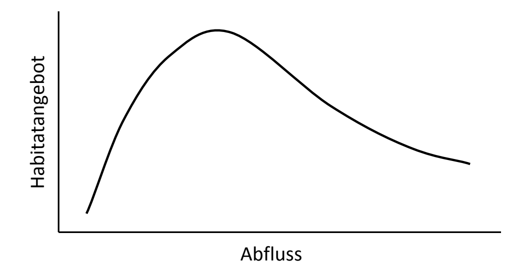


Abb. 2.8: Schematische Darstellung des Habitatangebots in Abhängigkeit vom Abfluss (frei nach Stalnaker et al., 1995 [66])

2.3.2 Habitatskalen

Bei der Betrachtung von Fließgewässerhabitaten werden in Bezug auf die räumliche Ausdehnung drei Größenordnungen unterschieden. Die kleinste Einheit sind Mikrohabitate im Bereich von bis zu wenigen Metern (lokale Kleinstrukturen), Mesohabitate beziehen sich auf einen Bereich bis ca. 100 m und beschreiben Einheiten von Gewässer- und Strömungscharakteristiken. Die Betrachtung bis hin zum Gewässertyp wird als Makrohabitat bezeichnet (siehe Abbildung 2.9).

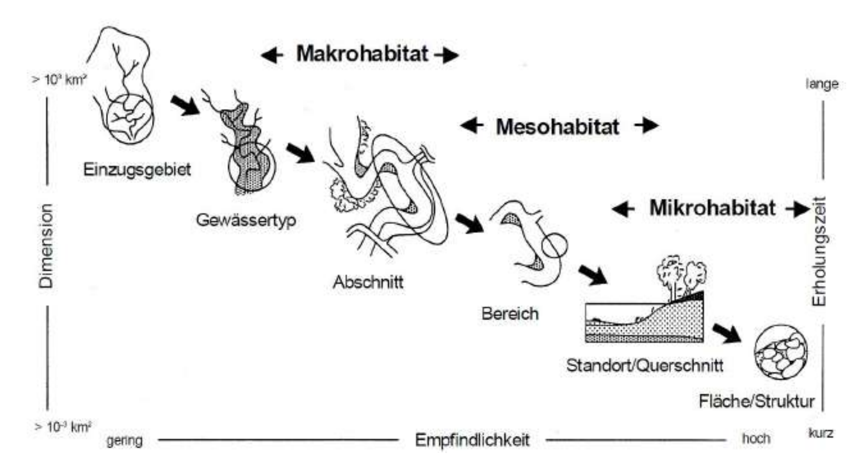


Abb. 2.9: Übersicht der räumlichen und zeitlichen Fließgewässerklassifizierung mit den zugeordneten Habitateinheiten (angepasst nach Frissell et al., 1986 [25])

Bei der Bewertung auf Mikrohabitatebene, also sehr kleinräumigen Bereichen, werden die lokalen modellrelevanten Parameter (hauptsächlich Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Substratzusammensetzung) an jedem Punkt respektive Berechnungsknoten ausgewertet und ein Habitateignungsindex berechnet. Dazu werden im Vorhinein Lebensraumansprüche für Zielspezies formuliert und modelltechnisch erfasst. Detaillierte Aussagen für Altersstadien von Organismengruppen werden damit ermöglicht (z. B. Schneider, 2001 [61]; Bovee, 1986 [18]).
Im Gegensatz zu kleinräumigen Mikrohabitatbetrachtungen werden bei der Mesohabitatbetrachtung größere Gewässerabschnitte nach der Verteilung und dem Vorhandensein gewisser Mesoha-

bitattypen beurteilt. Eine gesamtheitlichere Betrachtung von Gewässern wird somit ermöglicht. Da das Konzept aus dem englischen Sprachraum stammt, haben sich die englischen Begriffe für die Mesohabitattypen international eingebürgert. Ein Auszug aus den gebräuchlichen Mesohabitattypen ist in folgender Aufstellung gegeben (aus Parasiewicz, 2001 [59]):

- Riffle - Flachüberströmter, schnellfließender Seichtwasserbereich mit hohem Gefälle und geriffelter Wasseroberfläche
- Rapid - Abschnitte mit hohem Gefälle und großer Fließgeschwindigkeit, grobem Substrat und Oberflächenturbulenz
- Run - Monotone Strömungsbereiche mit glatter Oberfläche und erhöhten Fließgeschwindigkeiten
- Pool - Eintiefung mit geringem Gefälle, sehr niedrige Fließgeschwindigkeiten
- Backwater - Rückströmzonen am Rand von Strömungsbereichen, häufig hinter Hindernissen

In der Literatur (u. a. Hauer et al., 2009 [30]) finden sich jedoch noch weitere Unterteilungen und Erweiterungen dieser Grundtypen. Die Mesohabitattypen lassen sich außerdem in Habitate mit hoher Energiedichte (z. B. Riffle) und niedriger Energiedichte (z. B. Pool) unterscheiden. In der Literatur gibt es eine Reihe von Ansätzen, die Mesohabitattypen mit hydraulischen Parametern zu korrelieren (z. B. Jowett, 1993 [39]), um objektivere Methoden zur Bestimmung und Grundlagen zur Modellierung der Mesohabitate auf Basis von hydrodynamisch-numerischen Modellen zu schaffen.
Das Angebot an Mesohabitaten ist abflussabhängig und Modellansätze basieren derzeit noch hauptsächlich auf der Kartierung der Mesohabitate eines Gewässerabschnittes für verschiedene Abflüsse, was je nach Gewässergröße mitunter zeitaufwändig ist (z. B. MesoCASiMiR (Schneider et al., 2013 [62]) oder MesoHABSIM (Parasiewicz, 2001 [59] und 2007 [58])). Es gibt jedoch auch schon erste Entwicklungen, um Mesohabitate mit den Ergebnissen von auf LIDAR Daten aufgebauten HN Modellen zu modellieren (vgl. Mesohabitat Evaluation Model (MEM), Hauer et al., 2009 [30]). Damit lassen sich die Mesohabitate ebenfalls abflussabhängig über einen größeren Bereich darstellen.

Ähnlich der Mikrohabitatmodellierung ist es auch für die Mesohabitatmodellierung notwendig, dass grundlegende Expertenregeln oder Grundlagenuntersuchungen vorliegen, die das Vorhandensein von Mesohabitattypen mit der Habitateignung für Zeigerarten korrelieren. Damit kann dann ein Zusammenhang von Mesohabitaten und dem Vorhandensein von Lebensraum für Gewässerorganismen wie Fische und Zoobenthos hergestellt werden.

2.3.3 Modellansätze Mikrohabitate

Zur Beschreibung der Lebensraumansprüche können verschiedene Ansätze zur Anwendung kommen. Die gängigste Methode ist die Verwendung von univariaten Präferenzkurven für die Beschreibung der Ansprüche. Mit Hilfe dieser Präferenzkurven wird die Eignung für verschiedene Einzelparameter quantifiziert (z. B. Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit) und in weiterer Folge mathematisch zu einem Gesamteignungsindex kombiniert (u. a. Gard, 2005 [27]; Gibbins et al., 2002 [28]). Dies geschieht beispielsweise durch die multiplikative Verknüpfung der Einzelparameter, die Berechnung eines geometrischen Mittels oder eine Minimum-Methode. Nachteilig

wirkt, dass je nach verwendeter Verknüpfungsmethode durchaus stark variierende Ergebnisse erzielt werden. Außerdem kann bei Verwendung von univariaten Präferenzkurven das Zusammenspiel von Einzelfaktoren nicht berücksichtigt werden (Schneider, 2011 [61]).
Dadurch, dass die Komplexität von Habitateignungen nur zum Teil durch Ansätze mit univariaten Präferenzkurven beschrieben werden kann, wurden weitergehende Ansätze entwickelt. Eine Möglichkeit ist, Habitate mit multivariaten Ansätzen zu fassen, wobei die Beschreibung nicht anhand von Einzelparametern, sondern anhand von Summenparametern wie beispielsweise Fließgeschwindigkeit und Vorhandensein von Unterstandsmöglichkeiten erfolgt. Darauf basierend wurden Modelle mit multivariaten Präferenzkurven oder multivariate Verteilungsmodelle entwickelt. Nachteile der bisher beschriebenen Ansätze können wie folgt zusammengefasst werden (Schneider, 2001 [61]):

- *„Nicht exakt erfassbare Habitatansprüche von Fischen werden mit exakten Funktionen beschrieben.*
- *Die grundsätzlich notwendige Bedingung der Unabhängigkeit von Einzelparameter für multivariate Berechnungen ist nicht erfüllt.*
- *Die Erfassung von zusätzlichen Parametern in die Modellierung gestaltet sich schwierig.“*

Zur Umgehung der erwähnten Nachteile wurde ein Modellierungskonzept entwickelt, das unscharfe Berechnungsansätze, sogenannte fuzzy-logische Ansätze verwendet. Mit Hilfe von unscharfen Mengen (Zadeh, 1965 [75]) wird dabei die Habitatqualität ermittelt. Unscharfe Mengen stellen eine Erweiterung der zweiwertigen Booleschen Logik dar, indem die Möglichkeit von Teilwahrheiten ermöglicht wird. Auf diese Weise können linguistische Variablen mathematisch definiert, qualitatives Wissen numerisch verarbeitet und die oben genannten Zusammenhänge im Modellierungsansatz berücksichtigt werden (Jorde, 1997 [37]; Jorde et al., 2000 [38]; Schneider, 2001 [61]). Schneider (2001) [61] fasst die Vorteile von fuzzy-logischen Ansätzen bei der Habitatmodellierung folgendermaßen zusammen:

- *„Wissen über Habitatansprüche von Gewässerorganismen liegt häufig in qualitativer Form vor und kann mit fuzzy-logischen Ansätzen numerisch verarbeitet werden.*
- *Das Zusammenwirken von Größen wird ermöglicht und gleichzeitig keine Unabhängigkeit vorausgesetzt.*
- *Zusätzliche Parameter können einfach einbezogen werden.*
- *Das Berechnungsschema kann klar nachvollzogen werden im Gegensatz zu beispielsweise neuronalen Netzen (black box).“*

Es wird außerdem an alternativen Methoden wie den schon erwähnten neuronalen Netzen und evolutionären Algorithmen zur Verwendung in der Habitatmodellierung geforscht. Auch zusätzliche Faktoren wie beispielsweise der Einfluss von thermodynamischen Effekten auf die Habitatqualität oder das Verhalten der Fische sind Gegenstand der Forschung. So wurde unter anderem auf Basis von thermodynamischen Gesetzen das sogenannte Locational Entropy Model (LEM) entwickelt und getestet (Tuhtan, 2012 [69]).

Unabhängig von der verwendeten Berechnungsmethode wird als Maß für die Habitatqualität einer räumlichen Einheit der dimensionslose Habitateignungsindex (engl. Habitat Suitability Index HSI) berechnet. Damit wird in Folge gewöhnlich das Gesamthabitatangebot als integraler Wert

in Form der gewichteten nutzbaren Fläche (weighted usable area, WUA) für ein Untersuchungsgebiet laut Formel 2.17 berechnet (Bovee, 1986 [18]):

$$WUA = \sum_{i=1}^{n} HSI_i \cdot A_i \tag{2.17}$$

mit
n = Anzahl an Berechnungszellen (-)
HSI = Habitateignungsindex (-)
A_i = Fläche der Berechnungszelle (m^2).

Bei Bezug der gewichteten nutzbaren Fläche auf die benetzte Fläche ergibt sich der prozentuale Anteil der nutzbaren Fläche an der gesamten benetzten Fläche. Dieser Index wird hydraulischer Habitateignungsindex (hydraulic habitat suitability index, HHS) genannt und berechnet sich wie folgt:

$$HHS = \frac{1}{A_{ges}} \sum_{i=1}^{n} HSI_i \cdot A_i \tag{2.18}$$

mit
A_{ges} = gesamte benetzte Fläche.

Mit der gewichteten nutzbaren Fläche und dem hydraulischen Habitateignungsindex kann ein Gewässerabschnitt hinsichtlich der Bereitstellung von geeignetem Lebensraum abflussabhängig in Form einer vergleichbaren Größe bewertet werden. Auf Basis solcher Ergebnisse werden beispielsweise kritische Abflüsse bei wasserkraftbedingten Ausleitungen in der Ausleitungsstrecke bestimmt.

2.3.4 Fische als Indikatorarten und Fließgewässerzonierung nach Fischregionen

Als Indikator der morphologisch-hydraulischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern weisen Fische Vorteile auf, die sie von anderen Tiergruppen wie beispielsweise Makrozoobenthos abheben. Die hauptsächlichen Vorteile von Fischen als verwendete Zeigerarten im Rahmen von Untersuchungen der physikalischen Habitate sind die Folgenden [5]:

- *„Die Artenzahl der Süßwasserfische ist im Vergleich zu anderen Tiergruppen (z. B. Makrozoobenthos) gering, und die Arten lassen sich relativ leicht bestimmen.*
- *Viele Fischarten und ihre Alterstadien weisen eine große Abhängigkeit von strukturellen und hydraulischen Eigenschaften der Fließgewässer auf.*
- *Aufgrund des Wanderungsverhaltens zahlreicher Arten sind Fische hervorragende Anzeiger für die laterale und longitudinale Konnektivität und Durchgängigkeit von Fließgewässern.*
- *Über die Habitatansprüche vieler, vor allem der fischereilich interessanten Arten, bestehen vergleichsweise gute Kenntnisse, die auch oft dokumentiert sind.*
- *Vielfach liegt historisches oder auch aktuelles Datenmaterial bezüglich der Verbreitung und der Besiedlungsdichten gewässertypischer Fischarten vor.“*

Die maßgeblichen Parameter bei der physikalischen Fließgewässerhabitatbeschreibung sind die Wassertiefe, die Strömungsgeschwindigkeit und das Sohlsubstrat. Zum Teil werden auch Unterstandtypen (z. B. Totholz oder überhängende Vegetation) mitbetrachtet. Mit diesen Parametern wird die generelle Strömungspräferenz (rheophil, indifferent, limnophil) und der Strukturbezug der Fischarten angegeben und eine Einordnung in ökologische Gilden ermöglicht. So können mit Habitatmodellen generelle Aussagen über die Eignung für gewisse Fischgilden gemacht werden. Außerdem werden spezielle Fischarten, wie beispielsweise die Leitfischarten, aufgrund ihrer Ansprüche häufig mit Habitatmodellen betrachtet, was Rückschlüsse auf den generellen Zustand eines Gewässerabschnittes in Bezug auf die Fischregion und somit weiterer dort typisch vorkommender Fischarten zulässt (Jungwirth et al., 2003 [40]).
Bei der Fließgewässerzonierung in Fischregionen werden Fließgewässer in ihrem Längsverlauf in Regionen unterteilt, die jeweils durch eine Leitfischart charakterisiert werden. Die Leitfischarten wiederum sind mit einem typischen Spektrum von Begleitfischarten vergesellschaftet. Die Fließgewässerregionen können in Abhängigkeit vom Gefälle im Talweg und von der Breite des Gewässers eingeteilt werden (Huet, 1949 [34]). In Abbildung 2.10 sind die Abhängigkeiten dargestellt.

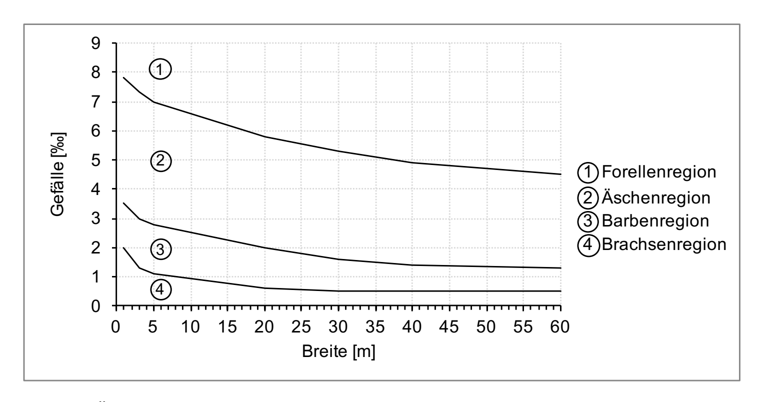


Abb. 2.10: Übersicht der Fließgewässerzonierung in Fischregionen (nach Huet, 1949 [34])

Limnologisch wird die Forellen- und Äschenregion als Rhithral bezeichnet. Der Begriff Rhithral steht übergeordnet für den Lebensraum Bach. Das Rhithral wird dann in Epirhithral (oberer Bachabschnitt, obere Forellenregion), Metarhithral (mittlerer Bachabschnitt, untere Forellenregion) und Hyporhithral (unterer Bachabschnitt, Äschenregion) unterteilt. Unterstrom des Rhithral befindet sich das Potamal, welches die Barben- und Brachsenregion zusammenfasst.

Die Forellenregion ist charakterisiert durch eine starke Strömung und eine hohe Sauerstoffsättigung. Die Gewässersohle besteht aus großen Steinen und Grobkies. Die Wassertemperatur beträgt selten über 10 °C. In der Äschenregion steigt die Wassertemperatur gegenüber der Forellenregion etwas an, das Sohlsubstrat wird etwas feinkörniger und es gibt mehr Pflanzen. Die Forellen- und Äschenregionen werden zusammengefasst auch als Salmonidenregion bezeichnet. Weiter unterstrom wird den Regionen folgend die Substratzusammensetzung immer feiner bis hin zu sandigen Flusssohlen, die Wassertemperatur steigt an, der Sauerstoffgehalt sinkt und die Vegetation im Uferbereich nimmt markant zu. Als letzte nicht mehr im Diagramm dargestellte Fischregion folgt die Kaulbarsch-Flunder-Region, welche bereits zum Brackwasserbereich gehört. Sie liegt im Mündungsbereich zum Meer im Einflussbereich von Ebbe und Flut (DWA-M 509 [6]; Huet, 1949 [34]).

2.4 Zusammenfassung der Grundlagen und bisherige wissenschaftliche Veröffentlichungen

Die Fließgewässervermessung ist die Grundlage von gewässerhydraulischen Untersuchungen und damit in Zusammenhang stehenden Prozessen. Zur Vermessung stehen verschiedene Verfahren aus dem Bereich des klassischen Vermessungswesen zur Verfügung, wobei das Fließgewässer gesamtheitlich erfasst werden sollte. Es gilt, das Gewässerbett unter Wasser und je nach Fragestellung einen bestimmten Bereich des Gewässerrandes, der Böschung und des Vorlandes vermessungstechnisch zu erfassen. Speziell die Vermessung des benetzten Gewässergrundes stellt eine Herausforderung dar. Bei watbaren Gewässern wird dies gewöhnlich anhand von Einzelpunktmessungen an Querprofilen terrestrisch durch klassische Tachymetrie oder mit Hilfe von GNSS durchgeführt. Bei größeren Fließgewässern können auch vom Boot aus betriebene Sonarsysteme zur Vermessung verwendet werden, welche jedoch den seichten Randbereich nicht erfassen können. Im nicht benetzten Bereich können klassische Laserscandaten verwendet werden.
Im Rahmen dieser Arbeit werden neuartige, flächige Vermessungsdaten aus luftgestütztem Laserscanning verwendet, welche den benetzten Bereich bis zu einer gewissen Tiefe und den unbenetzten Bereich abdecken. Im Vergleich zu konventionellen, querprofilbasierten Vermessungsdaten ergibt sich speziell im benetzten Bereich des Gewässerbettes dadurch eine wesentlich höhere Datendichte.

Auf der Gewässervermessung aufbauende digitale Geländemodelle sind dann die Basis bei der Erstellung von hydrodynamisch-numerischen Modellen. Je nach Auflösung der Vermessungsdaten entsteht dabei ein Informationsverlust in der topographischen Wiedergabe des Geländes im Berechnungsnetz und in weiterer Folge in der Darstellung der hydraulischen Größen im hydrodynamisch-numerischen Modell. Lediglich in sehr strukturlosen, gleichförmig verlaufenden Flussbetten ist der durch räumlich grobaufgelöste Grundlagendaten entstehende Informationsverlust gering. In komplexen, heterogenen Systemen vergrößert sich der Informationsverlust jedoch stark. Querprofilabstände im Bereich der Gewässerbreite beeinträchtigen die korrekte Darstellung der hydraulischen Variablen bereits beträchtlich (Conner und Tonina, 2014 [21]).
Die ständige Verbesserung der numerischen Methoden zur Berechnung der Gewässerhydraulik zusammen mit steigenden Rechnerkapazitäten ermöglichen eine weitgehend detailgetreue Wiedergabe der Strömungsverhältnisse in Oberflächengewässern. Die Anforderungen an die Auflösung der Berechnungsnetze und damit einhergehend die vermessungstechnischen Grundlagendaten sind dadurch gestiegen. Mehrdimensionale Berechnungsmodelle sind in der Lage, komplexe hydraulische Fließmuster abzubilden, wenn die Bathymetrie im Berechnungsnetz detailliert wiedergegeben werden kann.
In der Literatur gibt es verschiedene Angaben zum Einfluss der Ungenauigkeiten der Grundlagendaten auf die Güte der Simulationsergebnisse. Generell zeigt sich, dass die hydraulische Situation in Gewässern mit modernen Methoden sehr gut beschrieben werden kann, vorausgesetzt die Auflösung der Grundlagendaten (z. B. aus ALB) lässt dies zu (McKean et al., 2014 [53]). Bei der Umsetzung des Geländemodells auf das hydrodynamisch-numerische Berechungsnetz ist die Auflösung der Vermessungsdaten zu berücksichtigen, wobei eine deutlich erhöhte Auflösung des Berechnungsnetzes im Verhältnis zum Geländemodell keine Verbesserung der Wiedergabe der Hydraulik gibt (Horritt et al., 2006 [33]). Die Datendichte des grundlegenden Geländemodells bestimmt somit die zu erwartende Qualität der hydrodynamisch-numerischen Modellierung. Die Unsicherheiten in den topographischen Eingangsdaten scheint sich bei der Modellierung von kleinen Abflüssen stärker auszuwirken als bei hohen Abflüssen (Legleiter et al., 2011 [46]).

Grundlage von physikalisch basierten Habitatmodellen, dies gilt sowohl für Mikro- als auch für Mesohabitatbetrachtungen, ist die möglichst umfassende Kenntnis der Sohlmorphologie und den

damit zusammenhängenden hydraulischen Verhältnissen im Gewässer. Wichtig ist die Genauigkeit und Auflösung der Geländeaufnahme, die eine bedeutende Grundvoraussetzung für eine exakte Ausweisung der Habitate darstellt (Hauer et al., 2012 [29]) und schließlich Einfluss auf die Ergebnisse der nutzbaren Flächen (WUA, HHS) hat. Mit einem luftgestützten, wasserdurchdringenden Lasersystem können nun große Bereiche eines Gewässersystems hochauflösend vermessungstechnisch erfasst werden (Steinbacher et al., 2010 [67]).
Kiesbänke, große Gesteinsblöcke und andere Strukturen sollten realitätsgetreu abgebildet werden, da diese als potentielle Lebensräume für die Fauna von Bedeutung sind. Außerdem spielen Sonderstrukturen wie Unterstände (Totholz, überhängende Vegetation etc.) eine wichtige Rolle. Die Uferlänge gilt beispielsweise als Indikator für die geomorphologische Komplexität eines Flussabschnittes und steht im Zusammenhang mit dem Vorkommen an Jungfischen (Hauer et al., 2012 [29]). Zur korrekten Abbildung der Uferlänge ist eine detaillierte Auflösung des zugrundeliegenden Geländemodells von großer Bedeutung, da sich Ungenauigkeiten insbesondere in Flachwasserbereichen stark bemerkbar machen (Hauer et al., 2009 [30]). Generell sind Flachwasserhabitate mit geringeren Fließgeschwindigkeiten sehr wichtig für Jungfische, denen innerhalb einer gesamtheitlichen Betrachtung besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden muss.

Kapitel 3

Verwendete Modelle

3.1 Hydro_AS-2D

Hydro_AS-2D ist ein kommerziell erhältliches hydrodynamisch-numerisches 2D-Modell basierend auf den 2D-tiefengemittelten Flachwassergleichungen. Es wird in vielen Bereichen der Forschung und Praxis in der Wasserwirtschaft eingesetzt und insbesondere bei der Berechnung von Diskontinuitäten wie Wechselsprüngen, Sohlschwellen oder abrupten Querschnittsveränderungen empfohlen (Nujic, 2009 [56]). Zum hydrodynamischen Basismodell sind mit der Zeit weitere Module zum Feststoff- und Wärmetransport dazugekommen. Für die vorliegende Arbeit wurde Hydro_AS-2D in Version 3.14.3 verwendet. Die Programmbedienung, Netzerstellung und Datenvisualierung erfolgt über das Programm SMS (Surface-water Modeling System), welches in Version 10.0 verwendet wurde. Die folgenden Informationen zu Hydro_AS-2D sind den offiziellen Benutzerhandbüchern für die Softwareversionen 4.1.3 und 4.3.4 entnommen ([7] und [9]).

Das Modell ist in der Lage, unstrukturierte lineare Berechnungsnetze sowohl mit Dreieck- als auch Viereckelementen zu verarbeiten. Für die Anzahl der Zellen, die an einen Netzknoten grenzen, sowie das Verhältnis angrenzender Zellvolumina sind durch die Software keine Grenzwerte definiert. Auch für die maximalen und minimalen Winkel zwischen den Zellseiten sind keine Grenzwerte definiert. Es empfiehlt sich jedoch die Einhaltung gewisser Richtwerte aus numerischen Stabilitätsgründen. Die Ermittlung der hydraulischen Größen erfolgt auf dem unstrukturierten Netz durch numerische Lösung der vollständigen 2D-Flachwassergleichungen in ihrer konservativen Form. Die räumliche Diskretisierung der Gleichungen erfolgt nach der Finite Volumen Methode. Die Definition des Kontrollvolumens erfolgt dabei nach der Zellenmittelpunktmethode. Für die zeitliche Diskretisierung der Strömungsgleichungen wird eine Prädiktor-Korrektor-Methode, das explizite Runge-Kutta-Verfahren zweiter Ordnung angewendet.
Der Reibungsterm und das Energieliniengefälle wird mithilfe der Darcy-Weißbach-Formel (Formel 3.1) ermittelt, wobei der Widerstandsbeiwert λ durch die Formel von Manning-Strickler (Formel 3.2) berechnet wird.

$$I_E = \frac{\lambda \cdot v^2}{2g \cdot 4r_{hy}} \tag{3.1}$$

$$\lambda = 6,34 \frac{2g \cdot {k_n}^2}{(4r_{hy})^{1/3}} \tag{3.2}$$

mit
k_n = Manning-Reibungskoeffizient
r_{hy} = hydraulischer Radius

In der Programmsteuerung wird der Strickler-Beiwert k_{St} als Kehrwert des Manning-Reibungskoeffizienten verwendet. Der hydraulische Radius r_{hy} wird gleich der Wassertiefe gesetzt.
Die Viskosität ν wird in Hydro_AS-2D mit Gleichung 3.3 abgebildet, wobei ν_k einen abschnittsweise konstanten Wert darstellt und die Wirbelviskosität ν_t durch ein algebraisches Wirbelviskositätsmodell ermittelt wird. Der Koeffizient c_ν muss dabei vorgegeben werden.

$$\nu = \nu_k + \nu_t \quad mit \quad \nu_t = c_\nu \cdot v^* \cdot h \tag{3.3}$$

mit
v^* = Schubspannungsgeschwindigkeit

Alle Ränder des Berechnungsnetzes, die nicht als offene, durchströmbare Modellränder vorgegeben werden, werden vom Programm automatisch als geschlossene Ränder definiert. Für geschlossene Ränder gibt es in Hydro_AS-2D als einzige Randbedingung die sogenannte slip-velocity Randbedingung. Dabei wird der Reibungswiderstand des Netzrandes gleich null gesetzt und somit eine vollständig glatte Wand abgebildet. Bei den offenen Modellrändern werden Zulauf- und Auslaufränder unterschieden. Die Definition von offenen Modellrändern erfolgt dabei über sogenannte Nodestrings durch Angabe der zugehörigen Knoten. Bei der Zulaufrandbedingung wird der Gesamtabfluss als Ganglinie und die Strömungsrichtung am Modellrand vorgegeben.
Für die Modellierung des unteren Modellrandes stehen folgende Auslaufrandbedingungen zur Verfügung:

- Angabe des Energieliniengefälles am Austrittsquerschnitt (Normalabfluss)
- Vorgabe einer Wasserspiegel-Abfluss-Funktion (Schlüsselkurve)
- Angabe Überfallhöhe und Überfallkoeffizient für Formel von *Du Buat* (Wehrüberfall)

Die hydraulischen Anfangsbedingungen werden den Netzknoten zugeordnet und können für jeden Knoten einzeln vergeben werden. Als Anfangsbedingungen können im gesamten Berechnungsnetz an jedem Knoten Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit in x- und y-Richtung vorgegeben werden. Die Berechnung kann auch ohne Vorgabe von Anfangsbedingungen durchgeführt werden. Dies ist jedoch bei instationären hydraulischen Berechnungen sowie bei stationären und instationären Geschiebetransportberechnungen in Hinblick auf die Qualität und Aussagekraft der Simulationsergebnisse nicht zu empfehlen. Die Rauheitsbeiwerte werden als Materialeigenschaften vorgegeben. Die einzelnen definierten Materialien können dann den Netzelementen beliebig zugeordnet werden.

3.2 BASEMENT

BASEMENT ist ein nicht kommerzielles Strömungs- und Feststofftransportmodell, das an der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW) der ETH Zürich entwickelt wurde. Neben der zweidimensionalen Programmkomponente (Baseplane) steht die eindimensionale Komponente (Basechain) zur Verfügung. Die beiden Modelle können auch kombiniert betrieben werden. Die Programmbedienung in BASEMENT erfolgt über das Modul BASEView, die Netzerstellung und Datenvisualierung können über die Programme SMS oder QGIS realisiert werden. Für die vorliegende Arbeit wurde BASEMENT-Baseplane in Version 2.5.2 verwendet. Die folgenden Ausführungen sind der offiziellen Softwaredokumentation entnommen ([10] und [11]).

Die Darstellung des Modellgebiets erfolgt in BASEMENT-Baseplane mithilfe eines linearen unstrukturierten Oberflächennetzes aus Dreieck- oder Viereckelementen. Aus Stabilitätsgründen wird analog zu Hydro_AS-2D die Einhaltung gewisser Richtwerte bei der Erstellung des Berechnungsnetzes empfohlen. Die Berechnung der hydraulischen Größen wird durch numerische Lösung der vollständigen 2D-Flachwassergleichungen in ihrer konservativen Form auf dem unstrukturierten Netz realisiert. Die räumliche Diskretisierung der Gleichungen wird mit der Finite Volumen Methode umgesetzt, wobei das Kontrollvolumen nach der Zellmittelpunktmethode definiert wird. Im Rahmen der Finite Volumen Methode kann zwischen einem exakten sowie den beiden approximativen Riemann-Lösern HLL und der Weiterentwicklung HLLC gewählt werden. Die zeitliche Diskretisierung wird mit einem adaptierten expliziten Runge-Kutta-Verfahren zweiter Ordnung umgesetzt. Dabei wird eine auf der Euler-Vorwärts basierende Methode als Prädiktorschritt verwendet, die das CFL-Kriterium beinhaltet. Im Korrektorschritt wird die Θ-Methode verwendet, die je nach Ergebnis des Prädiktorschrittes die weitere Berechnung bestimmt. Die Terme für den nächsten Zeitschritt werden dann entweder ausschließlich explizit, mit einem Verfahren zweiter Ordnung oder vollständig implizit berechnet.
Die hydraulischen Anfangsbedingungen der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit in x- und y-Richtung können über einen Materialindex je Zelle oder direkt aus einer vorangegangenen Berechnung vorgegeben werden. Die Berechnung kann auch ohne Vorgabe von Anfangsbedingungen durchgeführt werden. Die Verlustbeiwerte können ebenfalls über einen Materialindex oder konstant für das gesamte Rechennetz vorgegeben werden. Zur Ermittlung der erforderlichen Reibungskoeffizienten C stehen zur HN-Modellierung vier Optionen zur Verfügung:

- Vorgabe eines Strickler-Beiwertes und Berechnung gemäß folgender Gleichung

$$C = \frac{k_{St,r} \cdot R^{1/6}}{\sqrt{g}} \tag{3.4}$$

- Vorgabe eines Manning-Beiwertes ($\mathrm{k_n} = 1/\mathrm{k_{Str}}$) und Berechnung gemäß Gleichung 3.4

- Vorgabe der Sandrauheit $\mathrm{k_s}$ und Berechnung nach der Formel von Chezy

$$C = 5,75 \cdot log \frac{12 \cdot R}{k_s} \tag{3.5}$$

- Vorgabe der Sandrauheit $\mathrm{k_s}$ und Berechnung nach der Formel von Darcy-Weißbach

$$C = \sqrt{\frac{8}{f}} \quad mit \quad f = \frac{0,24}{log\left(\frac{12 \cdot R}{k_s}\right)} \tag{3.6}$$

Die Viskosität ν wird in BASEMENT analog zu Hydro_AS-2D mit Gleichung 3.3 berechnet, wobei der Koeffizient c_ν mit Hilfe der *von-Kármán*-Konstanten als $\mathrm{c}_\nu = \kappa \ / \ 6$ mit $\kappa = 0{,}4$ definiert ist.
Alle nicht als offene, durchströmbare Modellränder definierten Ränder des Berechnungsnetzes werden automatisch als geschlossene Ränder definiert. Für geschlossene Ränder kann entweder die slip-velocity Randbedingung oder ein Reibungswert vorgegeben werden. Bei den offenen Modellrändern werden Zulauf- und Auslaufränder unterschieden, wobei die Definition dabei durch Angabe der zugehörigen Knoten erfolgt. Die Zulaufrandbedingung wird als Gesamtabflussganglinie oder wahlweise auch als Wasserspiegelganglinie vorgegeben.
Für die Modellierung des unteren Modellrandes stehen mehrere Auslaufrandbedingungen zur Verfügung:

- Normalabfluss - Angabe des Energieliniengefälles am Austrittsquerschnitt
- Schlüsselkurve - Vorgabe einer Wasserspiegel-Abfluss-Funktion
- Nullgradient - Gradienten der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit werden in Randzellen gleich null gesetzt
- verschiedene Bauwerksrandbedingungen

3.3 CASiMiR

Das am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart entwickelte Simulationsmodell CASiMiR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow and Riparia) ist ein Habitatmodell und Simulationssystem zur Untersuchung von Gewässerökosystemen (Jorde, 1997 [36], Schneider et al., 2001 [63]). Es bietet die Möglichkeit, physikalische Lebensräume anhand von Informationen über Gewässergeometrie und -strukturen abzubilden und ihre Eignung für Zeigerarten zu ermitteln. Das Modell verarbeitet physikalische und biologische Parameter mittels eines fuzzylogischen Ansatzes (Prinzip siehe Abbildung 3.1). Momentan gibt es die Module CASiMiR-Fish, CASiMiR-Benthos und CASiMiR-Vegetation, welche jeweils zur Simulation von bestimmten Gewässerlebewesen bzw. -ökosystemen konzipiert sind. Außerdem steht ein flexibel einsetzbares Modul CASiMiR-GIS zur Verfügung und das Modul CASiMiR-Hydro, mit dem unter anderem die Stromproduktion von Wasserkraftanlagen ermittelt werden kann. Zukünftige und sich derzeit in der Entwicklung befindliche Modellversionen sollen eine sehr weitgehende Flexibilität hinsichtlich der Eingangsgrößen beinhalten [1].

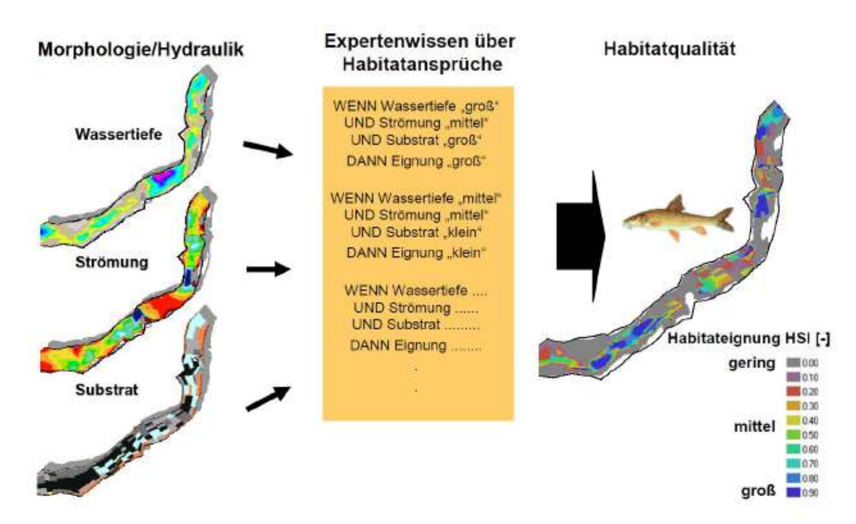


Abb. 3.1: Prinzip der Habitatmodellierung mit Fuzzy-Logik (aus Handbuch CASiMiR Habitatmodell [1])

Die Hauptparameter in CASiMiR-Fish sind die hydraulischen Kenngrößen Wassertiefe, Fließ-

geschwindigkeit und Sohlsubstrat. Diese werden über einen unscharfen fuzzy-logischen Ansatz integriert. Zusätzlich können auch nominale, also klassifizierte Größen wie Pooltypen berücksichtigt werden. In der Basisversion von CASiMiR-Fish werden die hydraulischen Habitatparameter Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit lediglich über einen einfachen Ansatz, der Wasserspiegellagen und Gefälle berücksichtigt, ermittelt. Grundlage dabei sind gemessene oder separat über ein 1D-Modell ermittelte Wasserspiegellagen.
Für die vorliegende Arbeit wird die erweiterte Version des Moduls CASiMiR-Fish verwendet, welche das Einlesen von Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten aus HN 2D-Berechnungen (z.B. aus HYDRO_AS-2D) über Schnittstellen ermöglicht. Zusätzlich wird eine Substratdatei mit der dominierenden Korngrößenklasse als Hauptparameter verwendet. Für die Substratklassifizierung werden die in Tabelle 3.1 aufgeführten Klassen benutzt.

Tab. 3.1: Übersicht der in CASiMiR-Fish verwendeten Substratklassen

Index	Bezeichnung	Korngröße [mm]
0	Organisches Material, Detritus	
1	Schluff, Ton, Lehm	
2	Sand	< 2
3	Feinkies	2 - 6
4	Mittelkies	6 - 20
5	Grobkies	20 - 60
6	kleine Steine	60 - 120
7	große Steine	120 - 200
8	Blöcke	> 200
9	Fels	

Im Folgenden wird ein Überblick zum, in CASiMiR-Fish verwendeten, fuzzy-logischen Berechnungsansatz gegeben.
Der Ansatz basiert auf der Formulierung von Fuzzymengen und Fuzzyregeln. Mit Fuzzymengen werden unscharfe (engl. fuzzy), sich überlappende Mengen definiert. Gebräulich für die Beschreibung der Mengen sind ‘sehr gering“, „gering“, „mittel“, „groß“ und „sehr groß“, welche für die Parameter Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Substrat definiert werden. Auch für die Habitateignung in Form des Habitateignungsindex HSI werden Mengen definiert. Die Definition der Mengen erfolgt durch Wertepaare aus der jeweiligen Parametergröße und der Zugehörigkeit zur jeweiligen Menge. In den Abbildungen 3.2 und 3.3 sind Einteilungen von Fuzzymengen am Beispiel der Wassertiefe und des Habitateignungsindex HSI gegeben. Links sind die Wertepaare aufgelistet und rechts die daraus entstehenden Funktionen grafisch dargestellt. Dadurch, dass die Mengen überlappend definiert sind, ergeben sich für einen Eingangsparameterwert häufig Zugehörigkeiten zu zwei Mengen. Im gegebenen Beispiel ist die Wassertiefe 1,5 m zu den Mengen „mittel“ und „groß“ zugehörig. Der Grad der Zugehörigkeit unterscheidet sich jedoch.
Fuzzyregeln werden benötigt, um die Habitatansprüche festzulegen. Sie werden wie im Beispiel in Tabelle 3.2 formuliert und lesen sich wie folgt: Wenn Wassertiefe ... und Fließgeschwindigkeit .... und Substrat ... , dann ist die Habitateignung ... . Die Anzahl der Regeln richtet sich nach der Anzahl der Kombinationsmöglichkeiten der vorgesehenen Mengen je Parameter.
Die Formulierung von Fuzzymengen und Fuzzyregeln erfordert Expertenwissen (z. B. von Fischbiologen), um die Parameterkombinationen festzulegen.
Mit Hilfe der Fuzzymengen und -regeln berechnet CASiMiR an diskreten Punkten, in der im Modell vorzugebenden räumlichen Auflösung, einen Habitateignungsindex HSI. Dazu werden an diesen diskreten Punkten die jeweiligen Parameterwerte aus dem HN 2D-Modell und der Substratdatei ausgelesen und für alle aufgestellten Regeln der Erfüllungsgrad (engl. degree of fulfilment - DOF) jeder Regel berechnet. Je besser die Regel die Habitatparameter wiederspiegelt,

desto höher ist der Erfüllungsgrad der Regel. Nur wenn alle Parameter hohe Zugehörigkeiten zu den in der Regel enthaltenen Mengen besitzen, ergibt sich ein hoher Erfüllungsgrad der jeweiligen Regel. Wenn ein Parameterwert nur eine sehr schwache Zugehörigkeit zu einer in der Fuzzyregel vertretenen Menge hat, fällt der Erfüllungsgrad insgesamt niedrig aus.
Gewöhnlich besitzen mehrere Regeln für eine Eingangsparameterkombination Gültigkeit (DOF größer null) und liefern ein Teilergebnis zur Berechnung der Gesamthabitateignung am jeweiligen diskreten Punkt. Aus der Gesamtheit der Teilergebnisse aus den Regeln wird letztlich ein Gesamthabitateignungsindex durch Gewichtung der Teilergebnisse auf Basis des Erfüllungsgrades bestimmt. Der Habitateignungsindex HSI besitzt einen Wertebereich im Intervall von 0 bis 1, wobei 1 eine sehr hohe Habitateignung und 0 eine sehr niedrige Habitateignung bedeutet. Weitere Details zur Berechnung sind in Schneider (2001) [61] und Noack (2012) [55] beschrieben.

Fuzzymenge	sehr gering			
Wassertiefe [m]	0	0.2	0.4	
Zugehörigkeit [-]	1	1	0	
Fuzzymenge	**gering**			
Wassertiefe [m]	0.2	0.4	0.5	0.7
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	**mittel**			
Wassertiefe [m]	0.5	0.7	1.2	1.6
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	**groß**			
Wassertiefe [m]	1.2	1.6	1.8	2.2
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	**sehr groß**			
Wassertiefe [m]	1.8	2.2	100	
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	

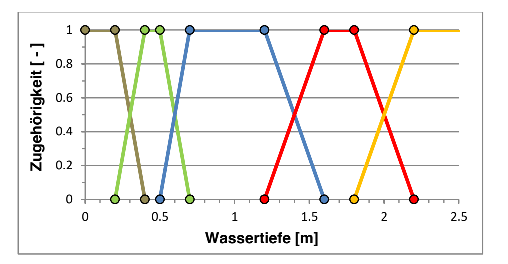


Abb. 3.2: Beispielhafte Definition von Fuzzymengen für CASiMiR-Fish für die Wassertiefe

Fuzzymenge	sehr gering		
HSI	0	0.1	0.3
Zugehörigkeit [-]	1	1	0
Fuzzymenge	**gering**		
HSI	0.1	0.3	0.5
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	**mittel**		
HSI	0.3	0.5	0.7
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	**groß**		
HSI	0.5	0.7	0.9
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	**sehr groß**		
HSI	0.7	0.9	1
Zugehörigkeit [-]	0	1	1

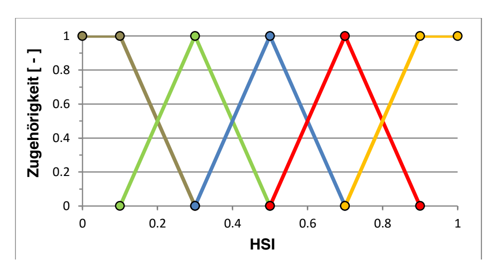


Abb. 3.3: Beispielhafte Definition von Fuzzymengen für CASiMiR-Fish für den Habitateignungsindex HSI

Tab. 3.2: Beispielhafte Definition von Fuzzyregeln für CASiMiR-Fish

Wassertiefe	Fließgeschwindigkeit	Substrat	Habitateignung
sehr hoch	mittel	hoch	mittel
hoch	mittel	hoch	hoch
gering	hoch	mittel	gering
⋮	⋮	⋮	⋮

Kapitel 4

Untersuchungsgebiete - Grundlagendaten

4.1 Fließgewässer Ahr

4.1.1 Allgemeines

Die Ahr ist ein inneralpiner Fluss in der Provinz Südtirol in Italien mit einer Länge von 53 km und einem Einzugsgebiet von 629 km^2. Sie ist der größte Zubringer der Rienz und gehört zum Einzugsgebiet der Etsch (Abbildung 4.1).



Abb. 4.1: Übersicht zur Lage des Untersuchungsgebietes an der Ahr

Der topografische und morphologische Flusstyp entspricht einem alpinen Kiesfluss in einem alluvialen Talboden mit einem durchschnittlichen Gefälle von ungefähr 2.5 ‰. Der Hauptflusslauf entspricht weitgehend demjenigen von vor 150 Jahren, jedoch haben sich viele wichtige Fließgewässercharakteristiken geändert. Der mäandrierende Charakter ist verblieben, aber das Seitenarmsystem ist weitgehend verschwunden.
Der ganzjährige Abfluss des Flusses wird durch ein nivo-glaziales hydrologisches Regime bestimmt. Der Niederschlag wird im Winter als Schnee zurückgehalten und ab dem Frühjahr dem Abfluss zugeführt, was zu niedrigen Abflüssen im Winter und hohen Abflüssen während des Sommers führt. Der durchschnittliche jährliche Abfluss beträgt 15,2 m^3/s mit mittleren Sommerabflüssen von 30 - 50 m^3/s (Campana et al., 2014 [19]).
An der Unteren Ahr zwischen Mühlen und Bruneck wurden im Rahmen des von der EU geförder-

ten Interreg III B-Projekt „Flussraumagenda für den Alpenraum“ eine Reihe flussraumrelevanter Planungen umgesetzt. Dazu zählen Wasserschutzbaumaßnahmen an geeigneten Abschnitten, um dem Gewässer wieder Raum zurückzugeben, die Auwaldflächen wieder zu aktivieren und zugleich die Hochwassersicherheit entlang des Gewässers zu erhöhen. Außerdem soll das Wohnumfeld der Anwohner aufgewertet werden.

4.1.2 Abschnitt Gatzaue

In der Nähe der Ortschaft Gais liegt die sogenannte Gatzaue, ein naturnaher Flussabschnitt, der im Rahmen dieser Dissertation detailliert untersucht wird. An diesem Flussabschnitt wurden im Rahmen des Projekts „Flussraumagenda für den Alpenraum“ bereits verschiedene Revitalisierungsmaßnahmen umgesetzt (siehe Abbildung 4.2). Das Maßnahmenpaket ist bis zum heutigen Zeitpunkt nicht vollständig abgeschlossen.
Der Abschnitt ist gekennzeichnet durch einen Doppelbogen mit Seitenarmsystem, welches in Abhängigkeit vom Wasserstand am Hauptfluss angeschlossen ist. Die Untersuchungen an dieser Gewässerstrecke sind auf die Erfassung und Darstellung der Hydraulik in komplexen, strukturreichen Bereichen fokussiert.



Abb. 4.2: Luftbilder eines Abschnittes der Gatzaue vor der Revitalisierung (2003, links) und nach der Revitalisierung (2011, rechts) (aus Umwelt & Recht in Südtirol Nr.13)

In Abbildung 4.3 ist ein Luftbild der Gatzaue vom 16.10.2017 zu sehen. Die Kiesgrube im Inneren der Aue wurde mittlerweile stillgelegt und ein weiterer großer Seitenarm angelegt. Außerdem wurde unterstrom der Brücke ein kleiner Seitenarm angelegt.



Abb. 4.3: Luftbild der Gatzaue vom 16.10.2017 (aus Google Earth)

Mit einem Gefälle von ca. 0,3 % und einer Gewässerbreite im Bereich von 30 m zählt die Gatzaue zum Bereich der Äschenregion (vgl. Kapitel 2.3.4). In Abbildung 4.4 ist das Vorkommen der Äsche (Thymallus thymallus) in Südtirol dargestellt. Im Bereich der Gatzaue (roter Kreis - Zentrum) ist die Äsche die dominant vorkommende Art.

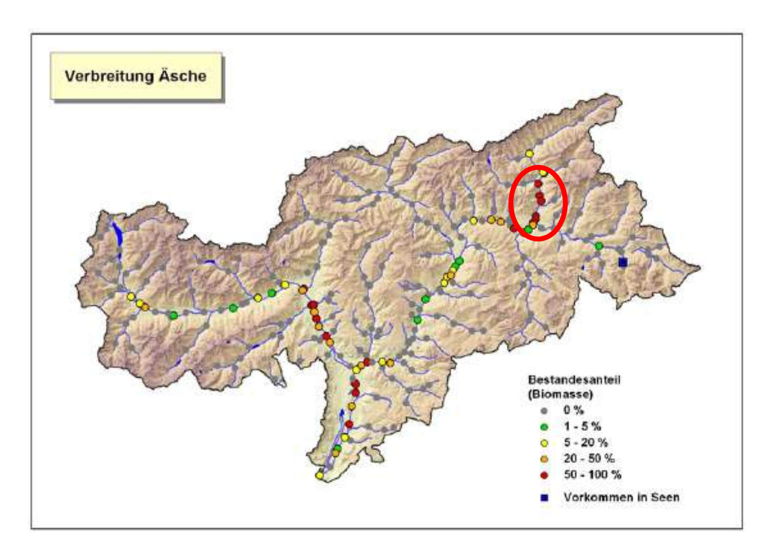


Abb. 4.4: Übersichtskarte der Verbreitung der Äsche in Südtirol (abgerufen von www.provinz.bz.it am 22.06.2017)

4.1.3 Vermessungsdaten aus luftgestützter Gewässervermessung

Eine erste Befliegung zur Datenaufnahme fand im Dezember 2012 durch die AHM GmbH, Innsbruck statt. Auf einer Länge von ca. 20 km wurde die Flussstrecke zwischen Luttach und dem Zufluss in die Rienz bei Bruneck vermessen. Am Pegel St. Georgen wurde während der Vermessung ein Abfluss von ca. 12 m^3/s gemessen.
Das Lasersystem wurde aus einer Höhe von ca. 600 m über dem Grund und mit einer Pulswiederholungsrate von 250 kHz betrieben. Insgesamt wurden 33 Scanstreifen aufgenommen, welche mittels Streifenabgleich mit einer Unschärfe von ca. 6 cm Standardabweichung ausgerichtet sind. Die Punktwolke liegt durch die Georeferenzierung anhand von 5 Passflächen im Koordinatensystem UTM32N vor. Die Punktdichte liegt im Bereich von 20 - 40 Punkten/m^2 (Baran et al., 2014 [15]).

Am 15.12.2016 fand im Rahmen des Forschungsprojektes FHARMOR eine zweite Befliegung der Ahr durch die AHM GmbH, Innsbruck statt. Auf einer Länge von ca. 10 km wurde die Flussstrecke zwischen Sand in Taufers und Gais vermessen. Am Pegel St. Georgen wurde während der Vermessung ein Abfluss von ca. 6 m^3/s gemessen.

Die Daten aus der Befliegung 2012 sind im Folgenden mit ALB2012 gekennzeichnet, die Daten aus der Befliegung 2016 mit ALB2016.

4.1.4 Feldarbeiten Abschnitt Gatzaue

Im Rahmen des Projektes „AAHM - Alpine Airborne Hydromapping - R2P“ wurden im Jahr 2014 an insgesamt 6 Tagen terrestrische Feldmessungen im Bereich der Gatzaue durchgeführt. Zunächst wurden Festpunkte ausgewählt und markiert, die in der Folge zur Errichtung eines lokalen Koordinatensystems verwendet wurden. Später wurde ein Teil der selbst markierten Festpunkte mit GNSS eingemessen und in das gleiche Koordinatensystem wie die vorliegenden Befliegungsdaten konvertiert (UTM32N). Eine Übersicht zur Lage der markierten Festpunkte ist in Abbildung 4.5 dargestellt.



Abb. 4.5: Übersicht der markierten Festpunkte im Bereich der Gatzaue

An weiteren Messtagen wurden Daten der Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten erhoben und die zugehörigen Abflüsse aus vorhandenen Pegeldaten des Pegels St. Georgen ermittelt. Außerdem wurde für einen Teil des Untersuchungsgebietes die Substratverteilung als Grundlage zu Untersuchungen mit dem Habitatmodell CASiMiR kartiert. Im Rahmen des Forschungsprojektes FHARMOR wurden am 09.10.2017 weitere Datensätze zu Wasserspiegellagen und Sohlpunkten erhoben. Alle terrestrischen Messungen (Gewässersohle und Wasserspiegel) wurden über die Festpunktkoordinaten in das Koordinatensystem UTM32N umgerechnet.
Insgesamt liegen für den Flussabschnitt der Gatzaue Feldmessdaten aus 2014 in Form von Wasserspiegeldaten für die Abflüsse $Q = 20\ m^3/s$, $25\ m^3/s$, $40\ m^3/s$ und $64\ m^3/s$ sowie Fließgeschwindigkeitsdaten für den Abfluss von $25\ m^3/s$ vor. Aus der Feldmessung von 2017 liegen Wasserspiegeldaten für $Q = 13\ m^3/s$ vor. In Tabelle 4.1 ist eine Übersicht über die durchgeführten Feldarbeiten gegeben.

Tab. 4.1: Übersicht der durchgeführten Feldarbeiten an der Gatzaue

Datum	**Beschreibung**	**Abflussverhältnisse**
24.04.2014	Markierung von Festpunkten (GZ01 - GZ11) für Einpassung in ALB Daten	$20\ m^3/s$
06.05.2014	Geschwindigkeitsmessungen mit ADP, Einmessung Wasserspiegellagen (21 Messpunkte)	$24 - 27\ m^3/s$
11.06.2014	Einmessung Wasserspiegellagen (36 Messpunkte)	$64 - 65\ m^3/s$
10.07.2014	Einmessung markierter Festpunkte mit GNSS, Einmessung Wasserspiegellagen (60 Messpunkte)	$40\ m^3/s$
22.07.2014	Einmessung markierter Festpunkte mit GNSS	$50\ m^3/s$
02.12.2014	Einmessung Querprofile Sohlpunkte, Einmessung Wasserspiegellagen (161 Messpunkte), Substratkartierung	$18 - 20\ m^3/s$
09.10.2017	Einmessung Querprofile Sohlpunkte, Einmessung Wasserspiegellagen (101 Messpunkte)	$13\ m^3/s$

Abbildung 4.6 zeigt die örtliche Verteilung der Substrateigenschaften der Gewässersohle im Abschnitt Gatzaue im Dezember 2014. Die Kartierung ist auf den bei Niedrigwasserabfluss watbaren Bereich beschränkt. Die Einteilung der Substratklassen erfolgte anhand der in CASiMiR vorgesehenen Klassen (siehe dazu Kapitel 3.3).

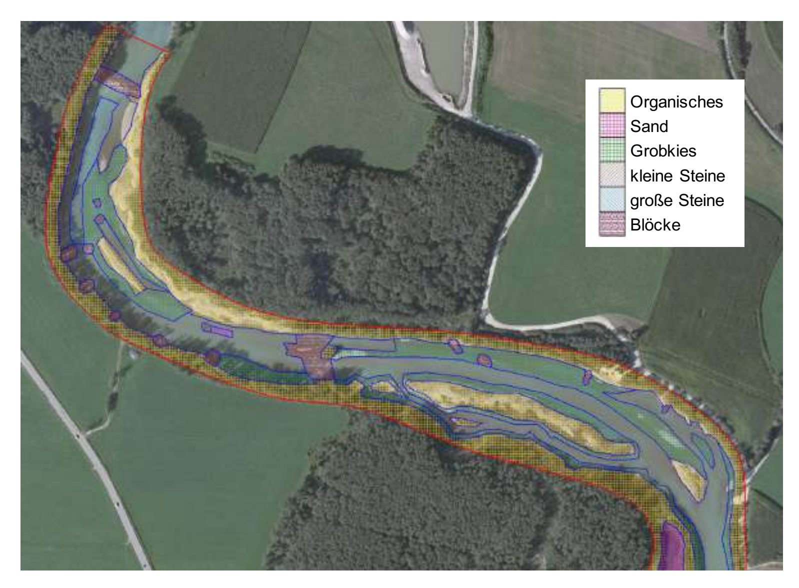


Abb. 4.6: Übersicht der Substratverteilung aus der Substratkartierung 2014 für einen Gewässerabschnitt im Bereich der Gatzaue

4.1.5 Analyse Geländedaten Gatzaue

Im Rahmen der Feldarbeiten am Gewässerabschnitt Gatzaue wurde eine Auswahl der gewählten Festpunkte (siehe auch Tabelle 4.1 und Abbildung 4.5) mit GNSS eingemessen, um die erhobenen Daten in das gleiche Koordinatensystem wie die vorliegenden Laserscandaten transformieren zu können (UTM32N). Für die GNSS Vermessung wurden drei Geräte des Typs Trimble R3 verwendet. Die Empfänger wurden jeweils auf ein Dreibein montiert und über dem einzumessenden Punkt angeordnet (siehe Abbildung 4.7). In dieser Konfiguration wurden synchron je drei Punkte über ungefähr 2 Stunden eingemessen. Die Zeitspanne ist mit einem Genauigkeitsgewinn durch die Auswertung von Korrekturdaten im Postprocessing begründet (siehe Basislinienmessung, Kapitel 2.1.2). Die Genauigkeit der mittels GNSS eingemessenen Punkte liegt erwartungsgemäß im Bereich von 1 cm in der Lage und 2 - 3 cm in der Höhe. Die GNSS Messungen wurden an zwei Tagen durchgeführt, da am ersten Messtag technische Probleme auftraten und die aufgenommenen Daten nicht die gewünschte Genauigkeit hatten. Daraufhin wurde an einem weiteren Tag die Messung wiederholt. Durch die zweite Messung konnte eine Absicherung der Genauigkeit durch Synchronmessung mindestens dreier Punkte erreicht werden. Aus den Ergebnissen aus dem zweiten Messtag konnten die Koordinaten der markierten Festpunkte GZ05, GZ06, GZ08 und GZ11 im Koordinatensystem UTM32N mit Ellipsoidhöhen bestimmmt werden. Aus diesen Daten wurden die übrigen Festpunkte, die an zuvor durchgeführten Messtagen terrestrisch mit dem Tachymeter in einem lokalen System eingemessen wurden, in das Koordinatensystem UTM32N umgerechnet. Die Genauigkeit der auf diese Weise bestimmten Koordinaten der Festpunkte liegt somit im Bereich der Genauigkeit der mit GNSS bestimmten Punkte. In einem letzten Schritt wurden die Ellipsoidhöhen auf die lokalen Geoidhöhen des Projektgebietes umgerechnet, da die Daten aus der Laserscanvermessung im System UTM32N mit Geoidhöhen vorliegen und somit eine Vereinheitlichung der Daten gegeben ist. Für die terrestrische Vermessung wurde ein Tachymeter Leica TS15 mit 360° Prisma verwendet.



Abb. 4.7: Darstellung der GNSS Messkonfiguration am Festpunkt GZ08

Bei Vergleich der mittels GNSS gewonnenen Höheninformationen in den Festpunkten mit den Höheninformationen aus den Laserscanvermessungen 2012 und 2016 ergaben sich zum Teil deutliche Unterschiede. In Tabelle 4.2 sind die Geoidhöhenwerte je Festpunkt aufgelistet. Die Differenzen $\text{Höhe}_{\text{GNSS}}$ - $\text{Höhe}_{\text{ALB2012}}$ liegen im Bereich von + 11 und + 57 cm und die Differenzen $\text{Höhe}_{\text{GNSS}}$ - $\text{Höhe}_{\text{ALB2016}}$ zwischen + 8 und + 68 cm. Die Unterschiede in den Messwerten zwischen den Laserscanbefliegungen resultieren aus der Messtechnik, welche keine reproduzierbaren Einzelpunktmessungen zulassen (vgl. Kapitel 2.1.3 Grundlagen). Die Werte aus der GNSS Vermessung liegen durchwegs über denjenigen aus den Laserscanbefliegungen.
Die beobachteten Differenzen können dadurch erklärt werden, dass die Festpunkte hauptsächlich auf charakteristischen Blöcken liegen, die als unbeweglich angenommen werden können. Die Festpunkte sind an den Blöcken auf den Spitzen, also den höchsten Punkten, bestimmt (vgl. Abbildung 4.7, GZ 08, Abweichung 0,34 m bzw. 0,32 m). Mit dem verwendeten terrestrischen Messsystem können derartige scharf abgegrenzte Punkte genau bestimmt werden. Der innerhalb des ALB-Messsystems verwendete Laserscanner besitzt einen sogenannten Fußabdruck von ca. 50 cm am Boden (siehe dazu auch Kapitel 2.1.3). Innerhalb dieses Fußabdrucks wird die Lage und Höhe eines Einzelpunktes errechnet. Bei ebenen Flächen sind innerhalb des Fußabdrucks die Höhen relativ konstant im Gegensatz zu heterogenen Flächen wie beispielsweise Felsblöcken. Die Höhe wird durch eine Näherungsfunktion ermittelt, die die Gesamtfläche innerhalb des Fußabdrucks auswertet und gewissermaßen mittelt. Die Höheninformation der Spitze eines Felsblocks kann daher nicht exakt wiedergegeben werden. Ein kleinerer Höhenwert ist je nach Gestalt des Felsblockes oder des Geländes die Folge. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Höhenin-

formationen an exponierten Punkten mittels ALB im Durchschnitt zu niedrig sind. Dieser Effekt ist in den Messdaten zu sehen.

Tab. 4.2: Übersicht der ermittelten Geoidhöhen aus den ALB-Vermessungen 2012 und 2016 und der terrestrischen GNSS-Messung für die Festpunkte im Bereich der Gatzaue

Bezeichnung Punkt	Höhe$_{GNSS}$ [m]	Höhe$_{ALB2012}$ [m]	Höhe$_{ALB2016}$ [m]
GZ01	833,63	833,38	833,38
GZ02	833,59	833,02	833,51
GZ03	833,63	833,52	833,55
GZ04	833,35	833,16	833,23
GZ05	831,80	831,39	831,39
GZ06	831,02	830,80	830,76
GZ07	830,90	830,44	830,22
GZ08	831,46	831,12	831,14
GZ09	832,07	831,96	831,77
GZ10	831,52	831,39	831,20
GZ11	830,97	830,55	830,81

Für den Bereich der Gatzaue liegen Vermessungsdaten der Gewässersohle aus vier Epochen vor, welche im Folgenden mit ALB2012, TERR2014, ALB2016 und TERR2017 abgekürzt und indiziert werden. Da es sich in diesem Bereich um einen sehr naturnahen Flussabschnitt handelt, ist mit einer dynamischen Veränderung der Flusssohle über die Zeit zu rechnen. Der Vergleich der Datensätze gibt darüber einen Überblick. In Abbildung 4.8 ist die Abflussganglinie am Pegel St. Georgen für den Zeitraum von Anfang 2012 bis Ende 2017 dargestellt.

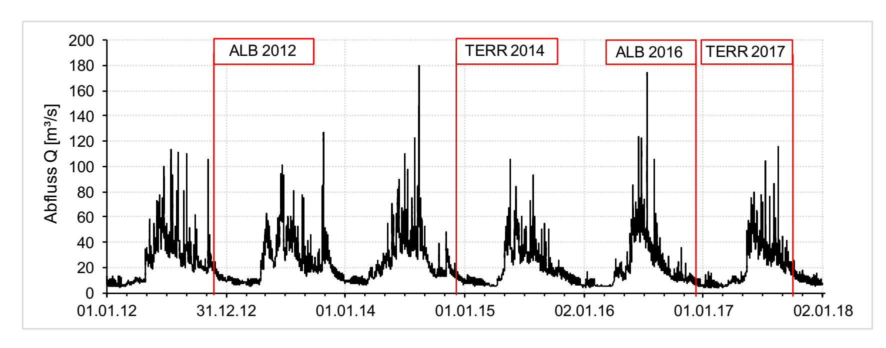


Abb. 4.8: Abflussganglinie des Pegels St. Georgen im Zeitruam 2012 bis 2017, Quelle: Hydrografischer Dienst Provinz Bozen

In Tabelle 4.3 ist ein Auszug der statistischen Hochwasserkennwerte der Ahr am Pegel St. Georgen gegeben. Mit diesen lässt sich erkennen, dass im Sommer 2014 und im Sommer 2016 jeweils ein 5-jährliches Hochwasser an der Ahr beobachtet wurde. In den übrigen Sommerperioden wurden jeweils Maximalabflüsse zwischen 100 und 120 m^3/s gemessen.

Tab. 4.3: Statistische Hochwasserkennwerte der Ahr am Pegel St. Georgen

Jährlichkeit	**Abfluss Q [m^3/s]**
5	180
10	218
50	317
100	364

In der Abbildung 4.9 (oben und Mitte) sind die Geländemodelle aus den Laserscandaten ALB2012 und ALB2016 für einen Teil der Gatzaue vergleichend dargestellt. Abbildung 4.9 (unten) zeigt die Differenzen der beiden Geländemodelle ALB2016 - ALB2012. Im Differenzenplot fällt auf, dass es im linken Teil, dem oberstromigen Bereich Auflandungs- und Erosionsbereiche gibt, während im rechten Teil überwiegend Auflandungen zu beobachten sind. In Abbildung 4.9 (oben) fällt zudem auf, dass die auf dem Orthofoto aus 2011 erkennbare Kiesinsel im oberstromigen Bereich (roter Kreis) sehr gut in den Daten aus 2012 wiedergegeben wird. In den Daten aus 2016 ist im Vergleich zum Orthofoto zu erkennen, dass sich die Insel deutlich in Richtung Außenbogen verschoben hat.

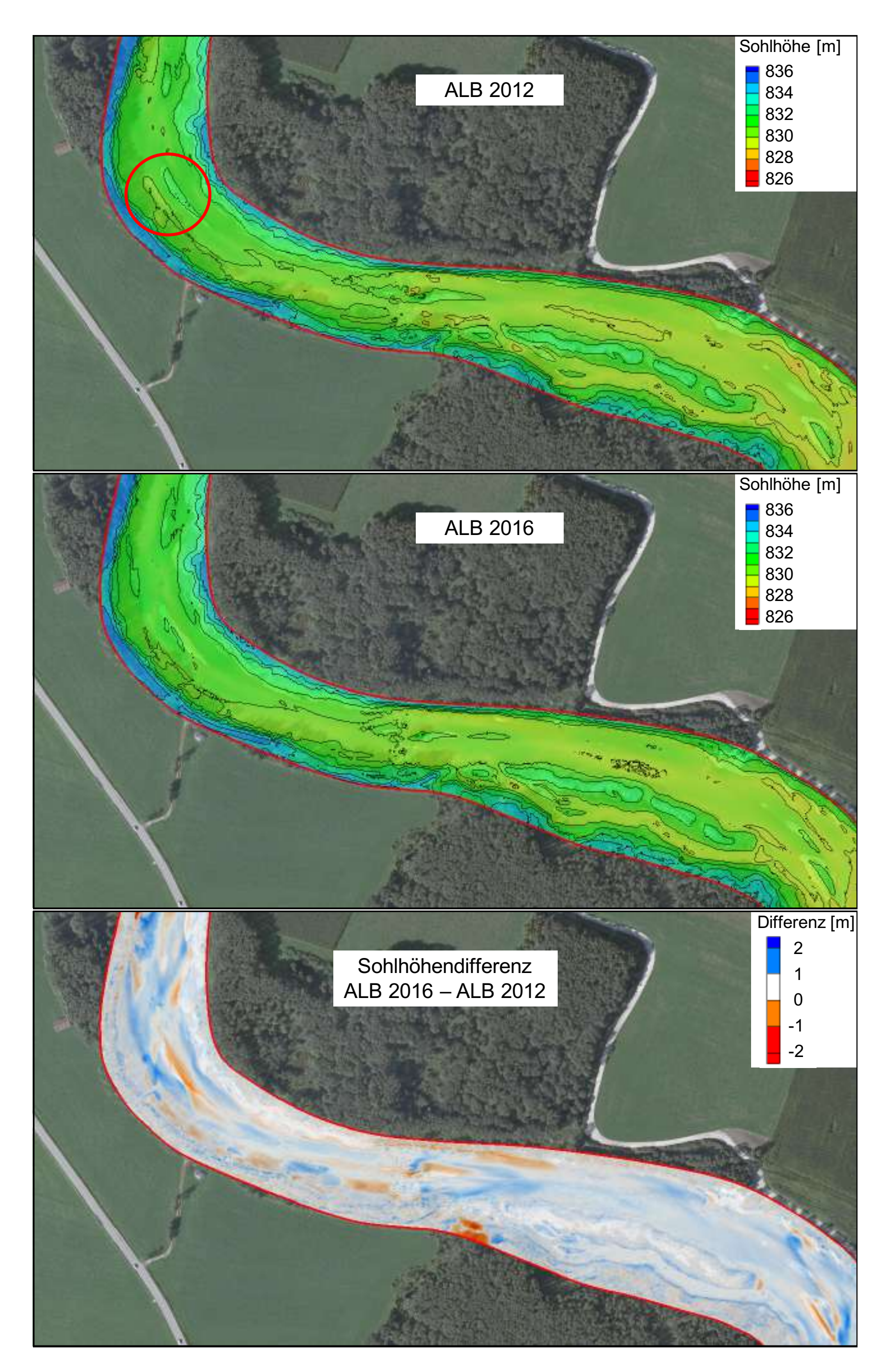


Abb. 4.9: Darstellung der Sohlhöhen aus den ALB-Vermessungen 2012 (oben) und 2016 (Mitte) und zugehöriger Sohlhöhendifferenzenplot (unten) für einen Gewässerabschnitt im Bereich der Gatzaue vor einem Orthofoto aus 2011

Im Folgenden werden die terrestrischen Messungen, die lediglich punktförmig und querprofilbasiert vorliegen, mit den flächigen Datensätzen aus den Laserscanbefliegungen verglichen. In Abbildung 4.10 sind die Differenzen Höhe$_{\text{TERR2014}}$ - Höhe$_{\text{ALB2012}}$ für alle terrestrisch gemessenen Punkte dargestellt.

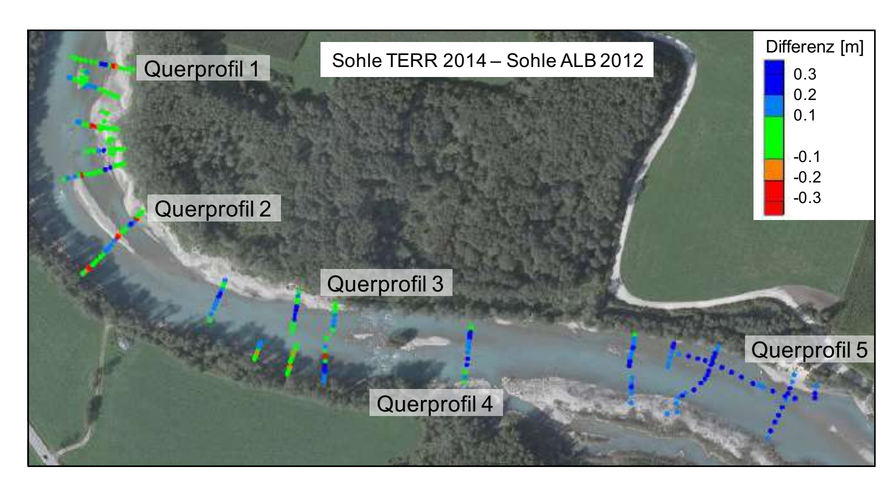


Abb. 4.10: Darstellung der Sohlhöhendifferenzen H$_{\text{TERR2014}}$ - H$_{\text{ALB2012}}$ mit einer Übersicht zu Querprofilen für einen Gewässerabschnitt im Bereich der Gatzaue

Es fällt auf, dass die Differenzen im linken Teil der Abbildung, dem oberstromig liegenden Bereich, insgesamt kleiner sind als im rechten Teil, dem unterstromigen Bereich des Gewässerabschnittes. Im rechten Teil liegen die Differenzen gesamtheitlich im Wertebereich von + 0,1 m und teilweise deutlich höher. Die terrestrisch gemessenen Punkte sind in diesem Bereich somit durchwegs höher als die ALB Messung. Im linken Teil sind die Differenzen insgesamt kleiner und streuen im positiven und negativen Wertebereich. Die in Abbildung 4.9 erkennbaren Tendenzen der Auflandung im rechten Bereich werden zwischen diesen beiden Datensätzen bestätigt. Das ausgeglichenere Verhältnis von Auflandung und Erosion im linken Teil kann ebenfalls beobachtet werden.
In den Abbildungen 4.11 bis 4.15 sind Messdaten aus den Epochen 2012, 2014 und 2016 anhand von ausgewählten Querprofilen, welche in Abbildung 4.10 gekennzeichnet sind, dargestellt.

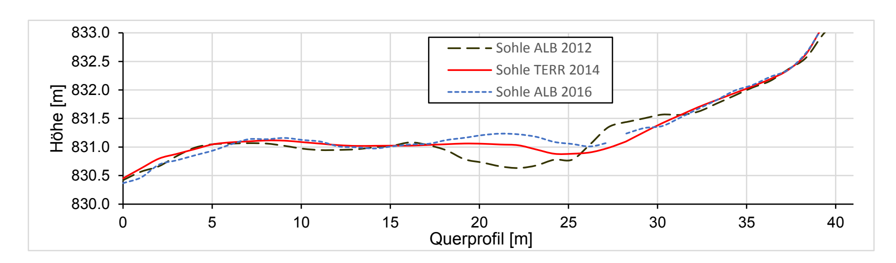


Abb. 4.11: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, TERR2014 und ALB2016 für das in Abb. 4.10 dargestellte Querprofil 1 im Bereich der Gatzaue

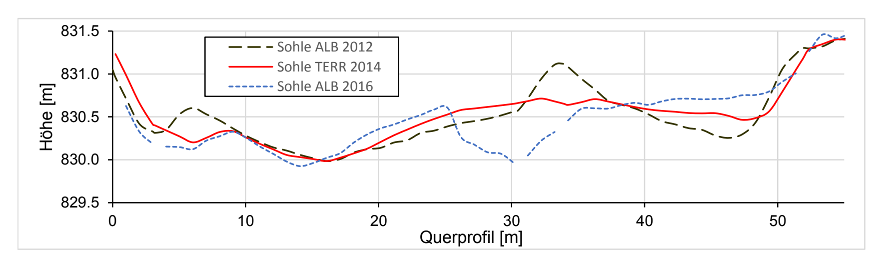


Abb. 4.12: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, TERR2014 und ALB2016 für das in Abb. 4.10 dargestellte Querprofil 2 im Bereich der Gatzaue

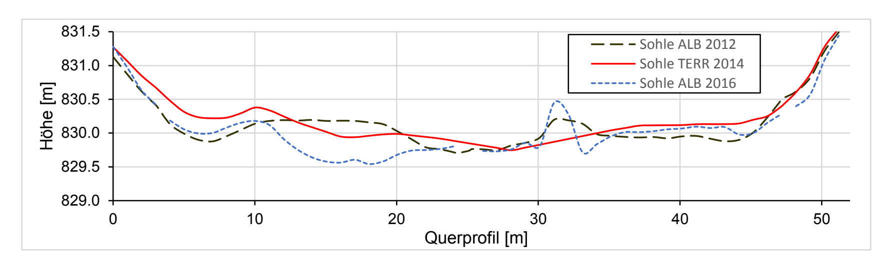


Abb. 4.13: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, TERR2014 und ALB2016 für das in Abb. 4.10 dargestellte Querprofil 3 im Bereich der Gatzaue

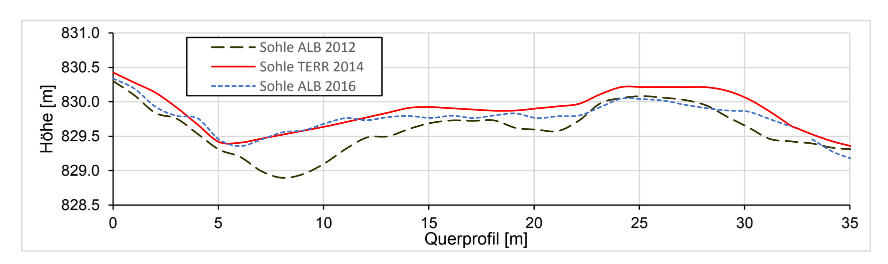


Abb. 4.14: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, TERR2014 und ALB2016 für das in Abb. 4.10 dargestellte Querprofil 4 im Bereich der Gatzaue

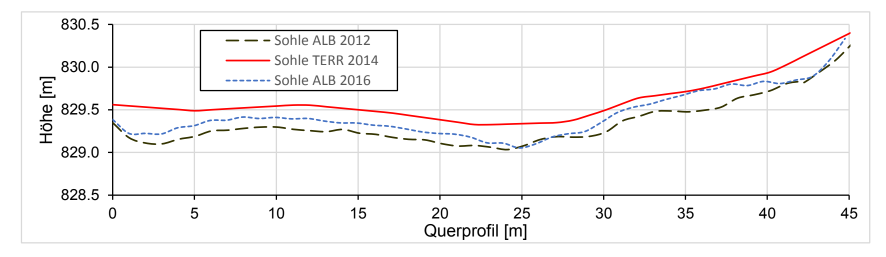


Abb. 4.15: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, TERR2014 und ALB2016 für das in Abb. 4.10 dargestellte Querprofil 5 im Bereich der Gatzaue

Die Querprofile 1 bis 3 können dem linken Teil der Abbildung 4.10 zugeordnet werden und illustrieren die oben genannte Streuung der Werte aus der terrestrischen Messung um die Werte aus den ALB Messungen. In diesem Bereich kann eine Verlagerung der Sohle im Zeitraum zwischen den Messzeitpunkten beobachtet werden.
Die Querprofile 4 und 5 im unterstromigen Bereich zeigen jeweils über den gesamten Querschnitt verlaufende Auflandungstendenzen von 2012 - 2014 bei weitgehend gleichbleibender Morpholgie des Querprofils. Von 2014 - 2016 sind in beiden Querprofilen Erosionstendenzen erkennbar.
Insgesamt kann festgehalten werden, dass sich ein Unterschied der Übereinstimmung der Messdatensätze für den oberstromigen und den unterstromigen Teil des Gewässerabschnittes erkennen lässt.

In Abbildung 4.16 ist die Verteilung der Differenzen für die Gesamtheit der terrestrisch gemessenen Bodenpunkte dargestellt. Der Großteil der Punkte weist eine Differenz zwischen - 0,05 und + 0,3 m auf.
In Abbildung 4.17 ist die Verteilung der Differenzen für die terrestrisch gemessenen Bodenpunkte im oberstromigen Teil dargestellt. Der linke Teil der Verteilung bis zum Wertebereich kleiner 0 m entspricht demjenigen der Gesamtverteilung. Im rechten Teil mit den Wertebereichen größer 0 sind die Häufigkeiten deutlich verringert. Für die Messpunkte im oberstromigen Bereich ergibt sich ein Mittelwert der Differenzen von 1,6 cm mit einer zugehörigen Standardabweichung von 14 cm. Für die Gesamtheit der Punkte ergibt sich ein Mittelwert von 7 cm und für den unterstromigen Teil ergibt sich ein Mittelwert von 20 cm.

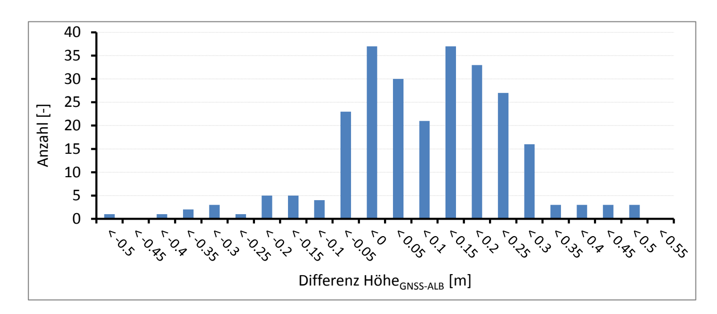


Abb. 4.16: Verteilung der Sohlhöhendifferenzen $H_{TERR2014}$ - $H_{ALB2012}$ für den gesamten Gewässerabschnitt im Bereich der Gatzaue

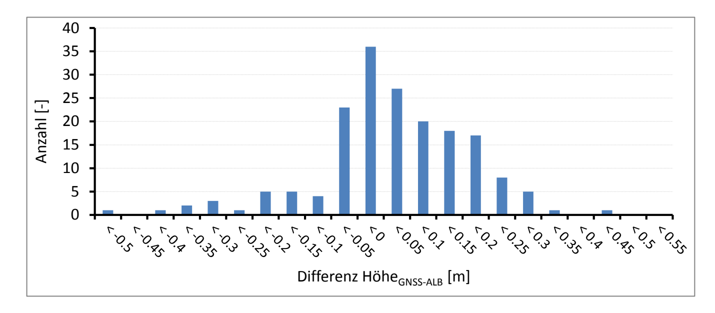


Abb. 4.17: Verteilung der Sohlhöhendifferenzen $H_{TERR2014}$ - $H_{ALB2012}$ für den oberstromigen Gewässerabschnitt im Bereich der Gatzaue

In Abbildung 4.18 sind die Differenzen $\text{Höhe}_{\text{TERR2017}}$ - $\text{Höhe}_{\text{ALB2016}}$ für alle terrestrisch gemessenen Punkte dargestellt.

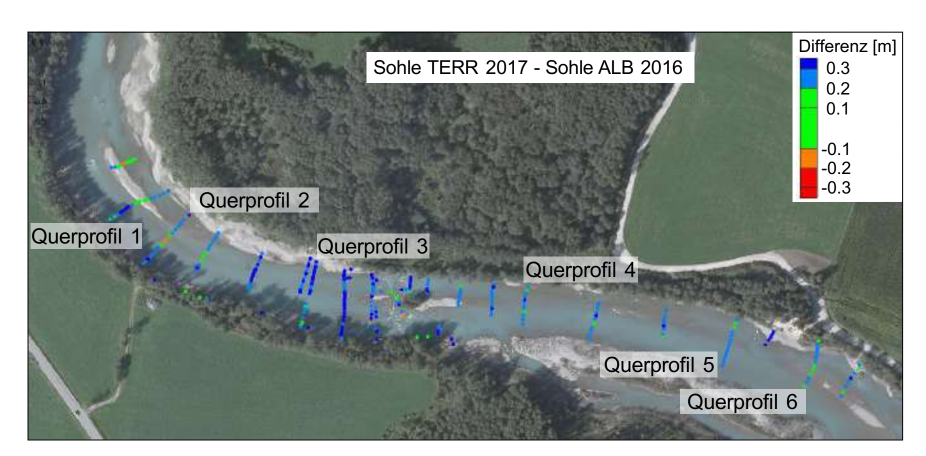


Abb. 4.18: Darstellung der Sohlhöhendifferenzen H_{TERR2017} - H_{ALB2016} mit einer Übersicht zu Querprofilen für einen Gewässerabschnitt im Bereich der Gatzaue

Es fällt auf, dass die Differenzen insgesamt betrachtet im positiven Bereich liegen. Es kommt verbreitet zu einer Auflandung zwischen 2016 und 2017.
Im Folgenden sind Messdaten aus den Epochen 2012, 2016 und 2017 anhand von ausgewählten Querprofilen, welche in Abbildung 4.18 gekennzeichnet sind, dargestellt.

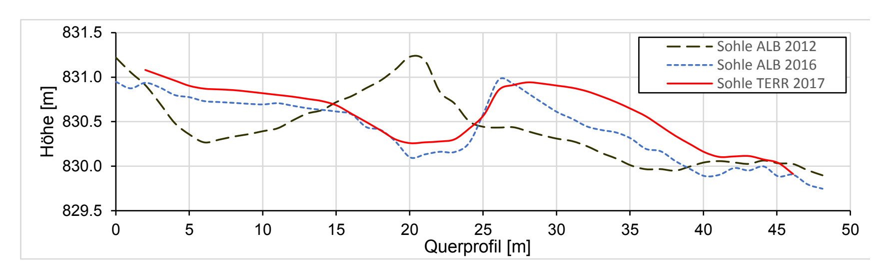


Abb. 4.19: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, ALB2016 und TERR2017 für das in Abb. 4.18 dargestellte Querprofil 1 im Bereich der Gatzaue

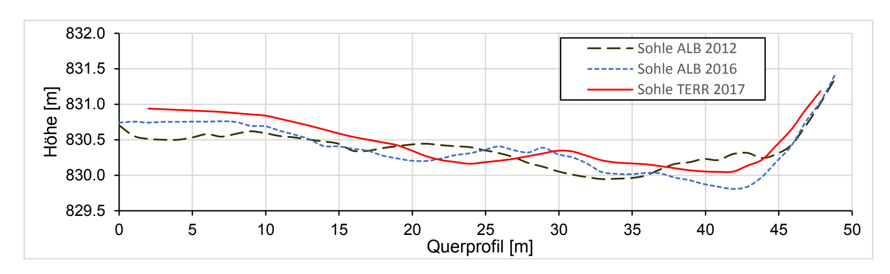


Abb. 4.20: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, ALB2016 und TERR2017 für das in Abb. 4.18 dargestellte Querprofil 2 im Bereich der Gatzaue

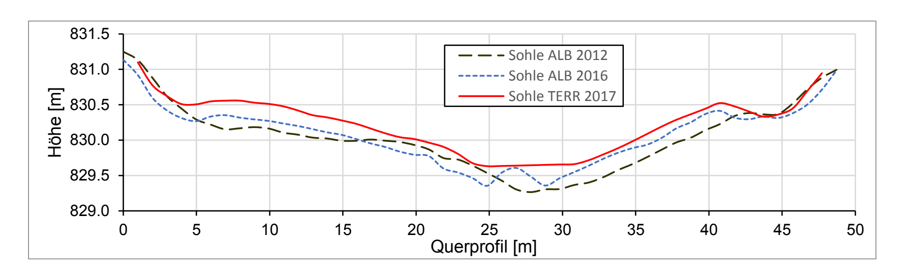


Abb. 4.21: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, ALB2016 und TERR2017 für das in Abb. 4.18 dargestellte Querprofil 3 im Bereich der Gatzaue

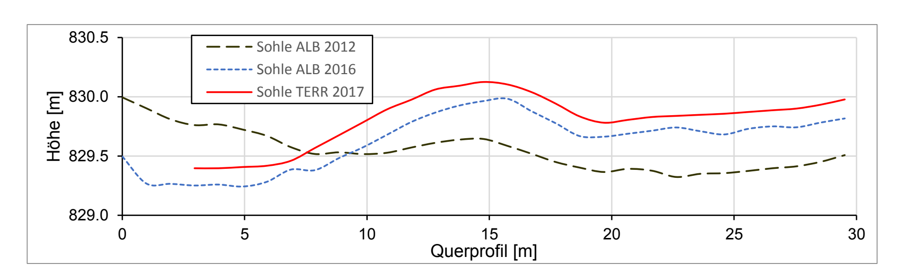


Abb. 4.22: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, ALB2016 und TERR2017 für das in Abb. 4.18 dargestellte Querprofil 4 im Bereich der Gatzaue

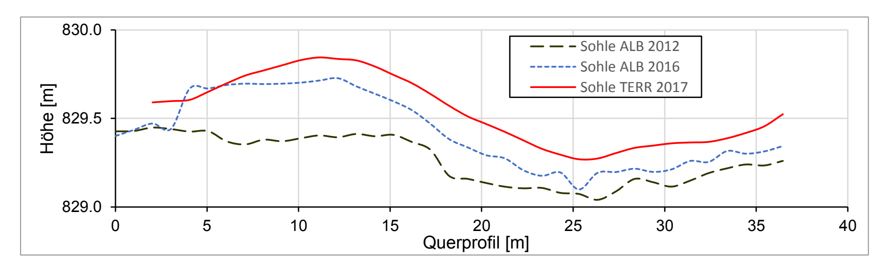


Abb. 4.23: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, ALB2016 und TERR2017 für das in Abb. 4.18 dargestellte Querprofil 5 im Bereich der Gatzaue

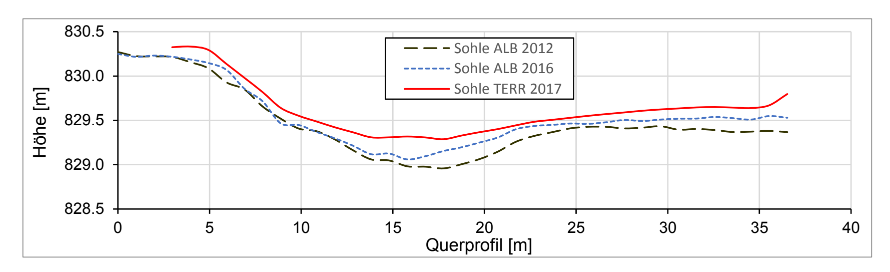


Abb. 4.24: Vergleich der Sohlhöhendaten aus den Vermessungen ALB2012, ALB2016 und TERR2017 für das in Abb. 4.18 dargestellte Querprofil 6 im Bereich der Gatzaue

Die Querprofile 1 bis 3 können dem linken Teil der Abbildung 4.18, dem oberstromigen Teil, zugeordnet werden. Die Querprofile 4 bis 6 können dem unterstromigen, rechten Teil der Abbildung zugeordnet werden. In allen Querprofilen ist eine Auflandungstendenz von 2016 bis 2017 zu erkennen. In Querprofil 1 ist die Verlagerung der bereits genannten Kiesbank zwischen 2012 und 2016 gut zu erkennen. Von 2016 bis 2017 wird das gesamte Querprofil nach oben verschoben, wobei im Bereich der Kiesbank eine deutliche Verbreiterung auftritt. In den übrigen Querprofilen ist eine relativ gleichmäßige Hebung des Sohlniveaus von 2016 bis 2017 zu beobachten, während von 2012 bis 2014 insgesamt mehr Verlagerungen entlang der Querprofile zu beobachten sind.
Die flächigen Auflandungen zwischen 2016 und 2017 könnten dadurch erklärt werden, dass in diesem Zeitraum kein größeres Hochwasser aufgetreten ist und durch die Umgestaltung und Verbreiterung des Gewässerbettes der Bereich der Gatzaue bei Normalabfluss Auflandungstendenzen aufweist.

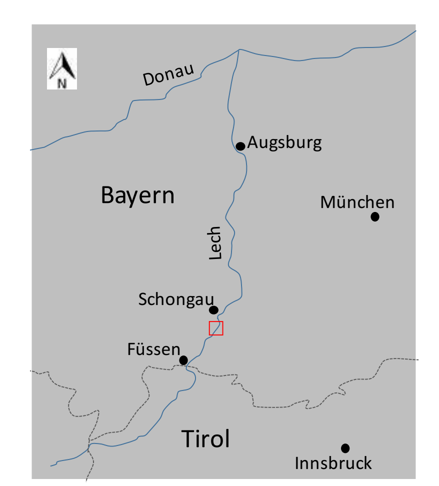
Diese Informationen sind für die numerischen Untersuchungen des Gewässerabschnittes von Bedeutung, da auch die Wasserspiegellagen, die terrestrisch für verschiedene Abflusszustände vermessen wurden, mit Hilfe der mittels GNSS bestimmten Festpunkte in das UTM32N System transformiert werden. Die Wasserspiegellagen dienen als Grundlage zur Kalibrierung der numerischen Modelle und müssen mit dem Geländemodell eine konsistente Datengrundlage ergeben. Wie mit diesen Unsicherheiten im Rahmen der numerischen Untersuchungen umgegangen wird, wird in Kapitel 5.1.2 näher beschrieben.

4.2 Fließgewässer Lech

4.2.1 Allgemeines

Der Lech ist ein rechter Zubringer der Donau mit einer Länge von 256 km. Er entspringt im Lechquellengebirge aus seinen zwei Quellbächen Formarinbach und Spullerbach und fließt zunächst in nordöstlicher Richtung zwischen den Allgäuer und Lechtaler Alpen sehr naturnah im Lechtal durch Tirol. Dieser Abschnitt besitzt noch weitgehend den Charakter eines Wildflusses mit ausgedehnten Schotterbänken und gilt als das letzte derartige Beispiel in den nördlichen Kalkalpen. Außerdem ist dort der Naturpark Tiroler Lech eingerichtet.
Nach der Grenze zu Bayern stürzt der Fluss über den etwa 12 m hohen Lechfall und durchfließt den Forggensee, welcher die erste von insgesamt 24 Staustufen in Bayern darstellt. Auf bayerischem Gebiet verliert der Fluss dadurch zu großen Teilen seinen natürlichen Charakter. Es gibt lediglich noch wenige ursprünglich erhaltene Flussabschnitte wie die Naturschutzgebiete

„Lechabschnitt Hirschauer Steilhalde – Litzauer Schleife“ und „Steilhalden und Flussauen des Lechs“ sowie den „Stadtwald Augsburg“.
Das Einzugsgebiet des Lechs hat eine Größe von 3919 km². Etwa ein Drittel davon liegt auf österreichischem Gebiet. Eine Übersicht über den Verlauf des Gewässers ist in Abbildung 4.25 (links) gegeben.



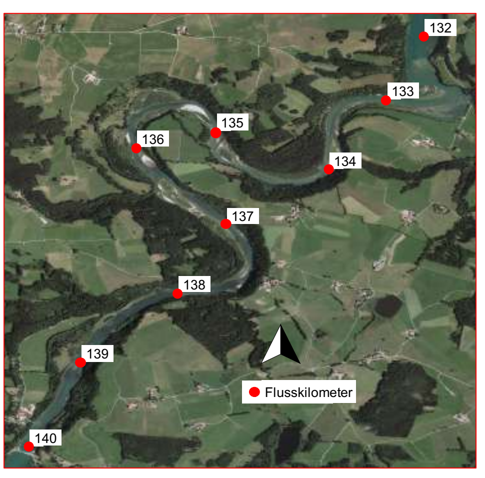


Abb. 4.25: Übersicht des Lechs mit Kennzeichnung der Lage der Litzauer Schleife (links) und Luftbild der Litzauer Schleife mit eingezeichneter Kilometrierung (rechts)

4.2.2 Abschnitt Litzauer Schleife

Als eines von wenigen ursprünglichen Biotopen am bayerischen Lech blieb der Bereich um die Litzauer Schleife erhalten. Sie befindet sich zwischen den Staustufen 4 (Dessau) und 6 (Dornau) in der Nähe der Stadt Schongau und ist auf einer Länge von ca. 7,5 km freifließend, bevor der Gewässerverlauf in die Stauwurzel der Staustufe 6 übergeht. Dieser Bereich liegt zwischen Flusskilometer 132 und 140 und ist als Naturschutzgebiet „Lechabschnitt Hirschauer Steilhalde - Litzauer Schleife“ eingestuft (siehe Abbildung 4.25 (rechts)).
Der Flussabschnitt ist durch den Kraftwerksbetrieb einem Schwellbetrieb unterworfen und die natürliche Hydrologie sowie der Geschiebehaushalt sind dadurch gestört. Im Rahmen einer Diplomarbeit von Schnell (2005) [64] wurden die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwellbetriebs untersucht, wobei unter anderem festgestellt wurde, dass der Fischbestand eine den Erwartungen entsprechend zu geringe Biomasse und Diversität aufweist. Die Population der Leitfischart Äsche zeigt außerdem einen gestörten Altersaufbau mit einem unterrepräsentierten Anteil von Jungfischen.
Im Rahmen dieser Arbeit wird jedoch nicht auf die Auswirkungen des Schwellbetriebs eingegangen, sondern lediglich die strukturbezogene Eignung des Flussabschnitts als Äschenhabitat untersucht, wobei die geometrische Abbildung des Gewässers das Hauptkriterium darstellt.

4.2.3 Vermessungsdaten Litzauer Schleife

4.2.3.1 Allgemeines

Die gesamte freifließende Strecke der Litzauer Schleife wurde auf einer Länge von ca. 7.5 km von der AHM GmbH, Innsbruck luftgestützt vermessen. Die Befliegung zur Datenaufnahme fand am Vormittag des 11.12.2013 statt. Der Abfluss an der Staustufe Dessau lag während der Befliegung bei 51 m^3/s. Das Lasersystem wurde aus einer Höhe von ca. 200 - 300 m über dem Grund und mit einer Pulswiederholungsrate von 250 kHz betrieben. Aufgrund technischer Probleme wurde die gewöhnliche Flughöhe von 500 - 600 m deutlich unterschritten und daher eine vergleichsweise hohe Punktdichte mit Abständen zwischen den Punkten von 5 - 20 cm erreicht. Bedingt durch die geringe Flughöhe ist der Fußabdruck des Laserscanners am Boden deutlich kleiner mit 20 - 30 cm, was insgesamt eine höhere geometrische Genauigkeit der Punktwolke erwarten lässt.
Aufgrund der Schleifenform des Flussabschnittes und der durch die geringe Flughöhe bedingten geringen Scanstreifenabdeckung am Boden, wurden zur vollständigen Erfassung des Gewässers zahlreiche Scanstreifen, wie in Abbildung 4.26 (links) ersichtlich, aufgenommen. Die Scanstreifen wurden mittels Streifenabgleich mit einer Ungenauigkeit von ungefähr 6 cm Standardabweichung ausgerichtet.
Die Punktwolke wurde mit Hilfe der in Abbildung 4.26 (rechts) dargestellten Referenzflächen georeferenziert und für die Bearbeitung dieser Arbeit in das Koordinatensystem UTM32N transformiert.

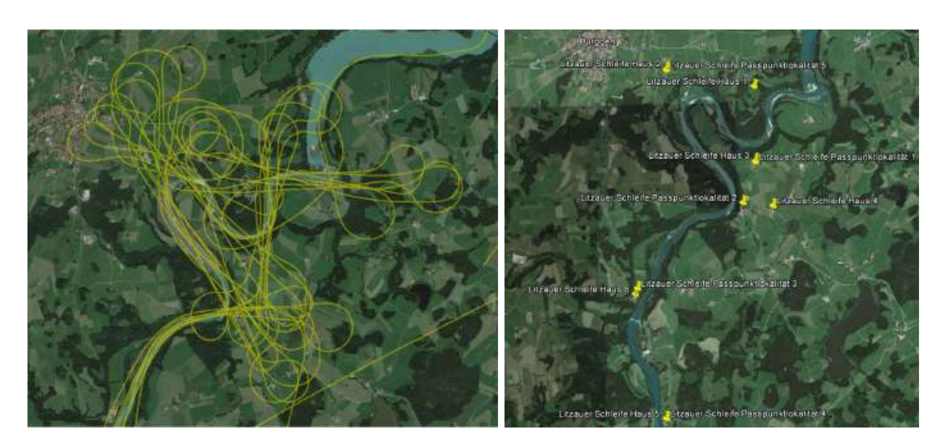
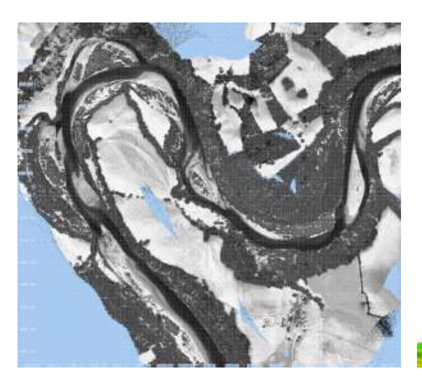


Abb. 4.26: Darstellung des Befliegungsplans und der Scanstreifen der ALB-Vermessung der Litzauer Schleife 2013 (links) und Übersicht zu den Örtlichkeiten der verwendeten Passflächen (rechts)

Insgesamt konnten ungefähr 71 Millionen klassifizierte Bodenpunkte bestimmt werden. In Abbildung 4.27 (links) ist ein Ausschnitt der Punktwolke zwischen Flusskilometer 133 und 137 dargestellt. Die Farbcodierung basiert auf der Intensität des empfangenen Signals.
Abbildung 4.27 (rechts) zeigt einen Ausschnitt des Geländemodells im Bereich von Flusskilometer 136 - 137. Durch eine Überhöhung in der Darstellung gewinnt das Modell an Plastizität und lässt die Geländeformen gut erkennen.



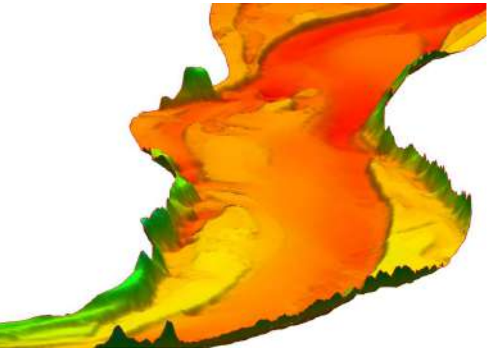


Abb. 4.27: Ausschnitt der Punktwolke der ALB-Vermessung 2013 mit Darstellung der Intensität des empfangenen Signals (links) und Ansicht des Geländemodells im Bereich der Flusskilometer 136 - 137 der Litzauer Schleife (rechts)

4.2.3.2 Wasserspiegel

Im Klassifizierungsprozess wurden Wasserspiegelpunkte klassifiziert, welche zur Korrektur der Refraktion für die benetzten Bodenpunkte benötigt werden. Außerdem können die Wasserspiegelpunkte entsprechend aufbereitet zur Kalibrierung des hydraulischen Modells verwendet werden. Für den Datensatz der Litzauer Schleife liegt zur Kalibrierung ein Wasserspiegeldatensatz flächig auf einem 2 x 2 m Raster vor (siehe Abbildung 4.28, rote Punkte).
Außerdem wurden von der „sje Ecohydraulic Engineering GmbH“ in Stuttgart vom 10. - 12.10.2014 Feldmessungen durchgeführt, wobei unter anderem eine Wasserspiegelfixierung bei bekanntem Abfluss von ca. 25 m^3/s durchgeführt wurde (Kopecki und Schneider, 2015 [43]). Dieser Datensatz wurde freundlicherweise zur Bearbeitung dieser Dissertation zur Verfügung gestellt. Die Lage der Messpunkte ist ebenfalls in Abbildung 4.28 in schwarz dargestellt.



Abb. 4.28: Übersicht zur Verteilung der Wasserspiegelpunkte aus der ALB-Vermessung 2013 (rot) und der Feldmessungen 2014 (schwarz) an der Litzauer Schleife

4.2.3.3 Substratkartierung

Am 07.12.2018 wurde mit Hilfe eines hochaufgelösten Luftbildes eine Substratkartierung für den Flussabschnitt Fkm 136 - 137 durchgeführt. Dabei wurde das dominierende Substrat nach Tabelle 3.1 kartiert. In Abbildung 4.29 ist die örtliche Verteilung der Substrateigenschaften der Gewässersohle dargestellt.

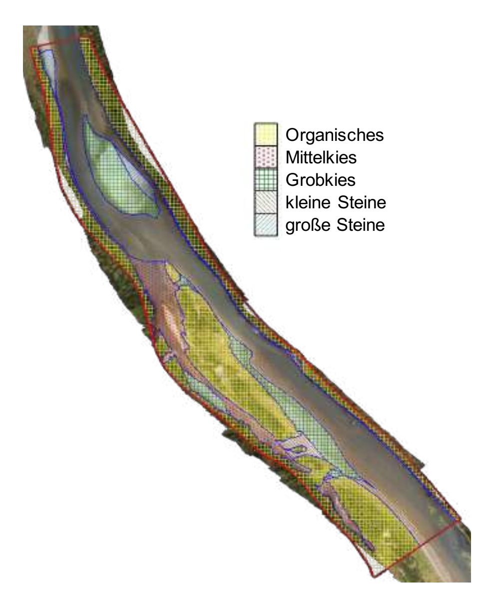


Abb. 4.29: Übersicht der Substratverteilung aus der Substratkartierung 2018 für einen Gewässerabschnitt im Bereich der Litzauer Schleife

Kapitel 5

Einsatz bathymetrischer LIDAR Daten in der numerischen Modellierung - Ergebnisse

5.1 Flussabschnitt Ahr - Gatzaue

5.1.1 Berechnungsmodelle hydrodynamisch-numerische 2D-Modellierung

Für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue liegen hochaufgelöste Punktwolken aus Befliegungen vom Dezember 2012 und Dezember 2016 vor. Mit diesen Datengrundlagen werden verschiedene Geländemodelle und Berechnungsnetze erstellt.
Zur Erstellung von Berechnungsmodellen werden grundlegend Geländemodelle und für die numerische Simulation ausgelegte Berechnungsnetze benötigt (siehe dazu auch Kapitel 2.2.1). Wenn die Geländemodelle gewissen Kriterien entsprechen, können sie auch direkt als Berechnungsmodelle verwendet werden. Für den Flussabschnitt der Gatzaue wurden verschiedene Sätze an Geländemodellen und Berechnungsnetzen zur Quantifizierung des Einflusses der geometrischen Darstellung des Geländes im hydrodynamisch-numerischen Modell erzeugt.
Die Grundlagen für die Geländemodelle wurden von der AirborneHydroMapping GmbH (AHM) mit der firmeneigenen Software HydroVISH erzeugt und zur Bearbeitung dieser Dissertation zur Verfügung gestellt. HydroVISH ist ein modular aufgebautes Softwaresystem zur Verwaltung und Verarbeitung von Massendaten (http://ahm.co.at/software/). Verschiedene Methoden wurden dabei angewendet. Zum einen wurden aus der Punktwolke Querprofile erzeugt, die in der Folge in Fließrichtung interpoliert wurden. Zum anderen wurden zweierlei rasterbasierte Datensätze generiert, ein 1x1 m Einheitsrasterdatensatz und ein Datensatz, der je nach Geländekomplexität bzw. -planarität über eine angepasste Auflösung verfügt (zwischen minimal 1 m und maximal 5 m Knotenabstand). So ist in Bereichen mit stark wechselnden Geländeformen die Auflösung höher und in Bereichen, in denen das Gelände sich nur wenig ändert, geringer. Schließlich wurde die gesamte zur Verfügung stehende Punktwolke mit der Software SMS (Surface-water Modeling System V10.0) trianguliert. Insgesamt stehen folgende Geländemodelle zur Verfügung:

- **QP02** - in Fließrichtung interpolierte Querprofile mit einem Abstand von ca. 2 m
- **QP20** - in Fließrichtung interpolierte Querprofile mit einem Abstand von ca. 20 m
- **QP40** - in Fließrichtung interpolierte Querprofile mit einem Abstand von ca. 40 m
- **R1m** - 1x1 m Einheitsrasterdatensatz
- **RKV** - Rasterdatensatz - geländekomplexitätsangepasste Auflösung
- **PW** - gesamte triangulierte Punktwolke

In Abbildung 5.1 ist ein Auszug der Grundlagen der Geländemodelle im Vergleich dargestellt. Hierbei ist zu erkennen, dass in der Originalpunktwolke (links) Lücken in der Aufnahme sind, welche zur Erstellung eines Geländemodells geschlossen werden müssen. In den beiden anderen Datensätzen sind diese Lücken bereits durch Interpolation bei der Berechnung der rasterbasierten und querprofilbasierten Geländepunkte geschlossen.

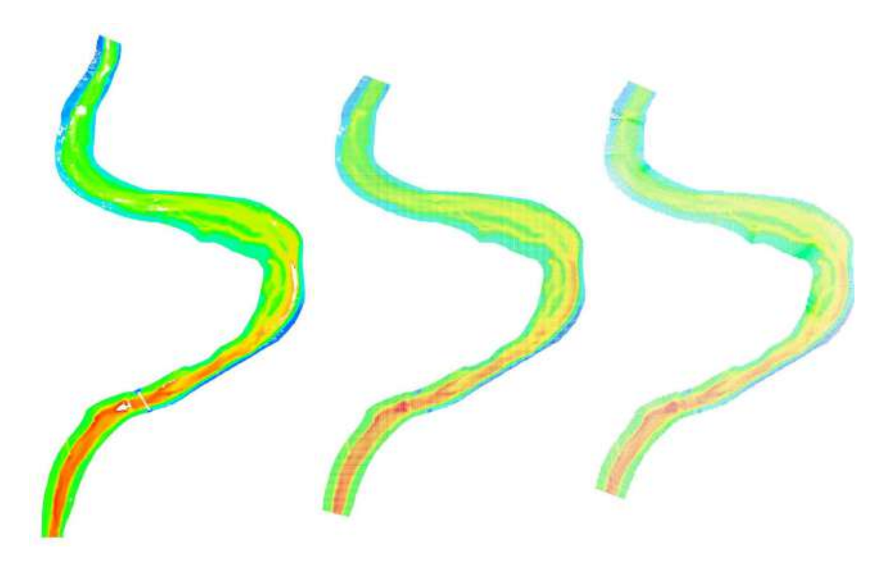


Abb. 5.1: Vergleich der Grundlagenpunkte der Geländemodelle PW (links), R1m (Mitte) und QP02 (rechts) für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

Datenlücken entstehen häufig dadurch, dass die Wassertiefe unter den gegebenen Randbedingungen (vor allem der Grad der Trübung) zu groß wird und das Lasersignal nicht bis zur Flusssohle vordringen kann. Daraus lässt sich folgern, dass das Gelände in den Lücken häufig tiefer liegt als im umliegenden Bereich, in dem noch Sohlgrundinformationen vorhanden sind. Datenlücken können jedoch auch durch den Einfluss von Weißwasser, in welches das Lasersignal nicht eindringen kann, entstehen.

In Abbildung 5.2 sind Differenzenplots der Geländemodelle PW, R1m und QP02 für den Abschnitt der Gatzaue dargestellt. Die Bereiche mit den größten Differenzen in allen Differenzenplots sind jene, in denen im Originaldatensatz Lücken sind. Diese Lücken werden bei der Erstellung verschiedener Datensätze jeweils auf etwas unterschiedliche Art und mit unterschiedlichen Randinformationen interpoliert und gefüllt. Dadurch entstehen die erkennbaren Differenzen zwischen den Modellen, wobei die tatsächliche Beschaffenheit der Gewässersohle in diesen Bereichen unbekannt bleibt.
Es fällt auf, dass die beiden linken Plots großflächig leicht negative Werte aufweisen, während der rechte Plot großflächig Werte sehr nah bei null aufweist (weiß eingefärbt). Das bedeutet, dass die Datensätze PW und R1m sehr ähnlich sind, während der Datensatz QP02 Abweichungen zu diesen Datensätzen hat, wenn diese auch geringfügig sind.

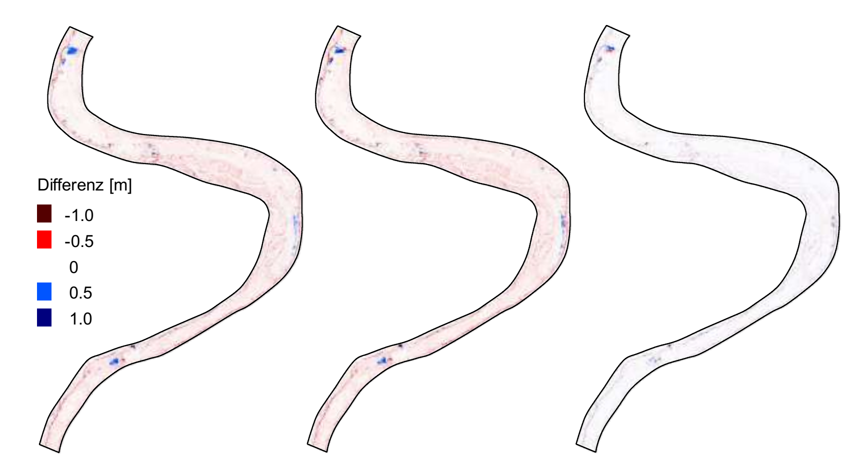


Abb. 5.2: Darstellung von Sohlhöhendifferenzen der Geländemodelle für den Gewässerabschnitt der Gatzaue, links $H_{\text{QP02-PW}}$, Mitte $H_{\text{QP02-R1m}}$, rechts $H_{\text{R1m-PW}}$

Zur Bestimmung der mittleren Abweichung zwischen zwei Modellen wird als Streuungsmaß die Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers E_{RMS} allgemein mit folgender Formel berechnet, wobei eines der Modelle als Referenz definiert wird:

$$E_{RMS} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} (P_{Ref,i} - P_{Var,i})^2}{n}} \tag{5.1}$$

mit
$P_{Ref,i}$ Parameter, bestimmt für das Referenzmodell
$P_{Var,i}$ Parameter, bestimmt für das Variantenmodell
n Gesamtzahl an berücksichtigten Knoten

Diese Größe ist der Standardabweichung S recht ähnlich, welche allgemein als Wurzel der Varianz s mit folgender Formel definiert ist:

$$S = \sqrt{s^2} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} (x_i - \overline{x})^2}{n-1}} \tag{5.2}$$

mit
x_i Fehlergröße i
$\overline{x}$ Mittelwert der Fehlergrößen

Ausführlich geschrieben bei Vorgabe eines Referenz- und eines Variantenmodells ergibt sich die Formel zur Berechnung der Standardabweichung folgendermaßen:

$$S = \sqrt{s^2} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} \left((P_{Ref,i} - P_{Var,i}) - \overline{P_{Ref,i} - P_{Var,i}} \right)^2}{n-1}} \quad (5.3)$$

Die Mittelwerte der Abweichung und die Werte des E_{RMS} zu den in Abbildung 5.2 dargestellten Differenzenplots sind in Tabelle 5.1 zusammengestellt.

Tab. 5.1: Vergleich der mittleren Abweichungen zwischen den Geländemodellen für den Gewässerabschnitt der Gatzaue

	Mittelwert Abweichung [m]	**E_{RMS} [m]**
QP02 - PW	-0,04	0,09
QP02 - R1m	-0,04	0,09
R1m - PW	0,001	0,06

In Abbildung 5.3 sind die Geländehöhen der drei Geländemodelle entlang eines repräsentativen Längsschnittes aufgetragen. Abbildung 5.4 zeigt die zugehörigen Differenzen $H_{QP02\text{-}PW}$ entlang des Längsschnittes. Die Differenzen bewegen sich hauptsächlich im Bereich von 0 bis -0,05 m. Wie auch in Abbildung 5.3 erkennbar, liegt das Geländemodell PW in weiten Strecken etwas höher als das Geländemodell QP02. Durch die Ausdünnung der Geländemodelle R1m und QP02 im Vergleich zum Geländemodell PW ist ebenfalls eine Glättung im Längsschnitt für beide Modelle zu erkennen. Das Geländemodell R1m liegt jedoch etwas besser in der Höhenlage des originalen Datensatzes PW.

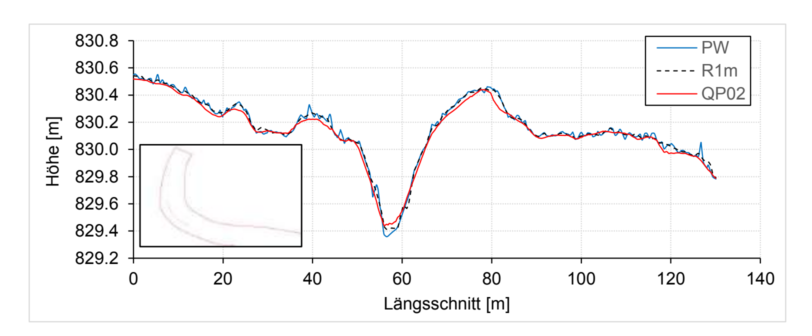


Abb. 5.3: Vergleich von Längsschnittdaten der Geländemodelle des Gewässerabschnittes der Gatzaue mit Kennzeichnung der örtlichen Lage des Längsschnittes im Gewässer

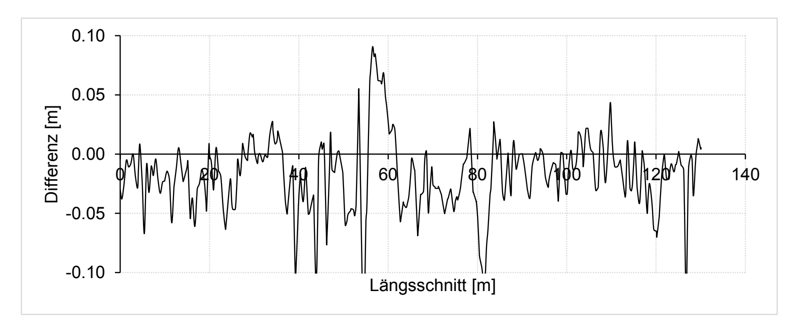


Abb. 5.4: Darstellung der Differenzen der Geländemodellhöhen $H_{QP02\text{-}PW}$ entlang des in Abb. 5.3 dargestellten Längsschnittes am Gewässerabschnitt der Gatzaue

In Abbildung 5.5 ist eine Detailansicht der Punktwolke im Bereich der Datenlücke am oberen Modellrand dargestellt. Die Lücke entsteht unterstrom einer Blockschüttung im Flusslauf. Aus einer Feldbegehung ist bekannt, dass dieser Bereich einen tieferen Kolk darstellt, der nicht watbar ist. Durch das Weißwasser, das durch die Blockschüttung ausgelöst wird, sind die Blöcke selber auch nicht im Datensatz enthalten.

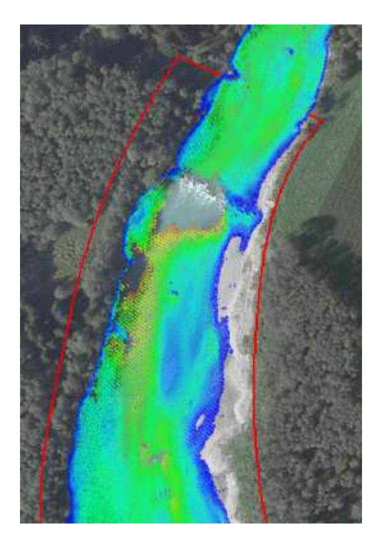
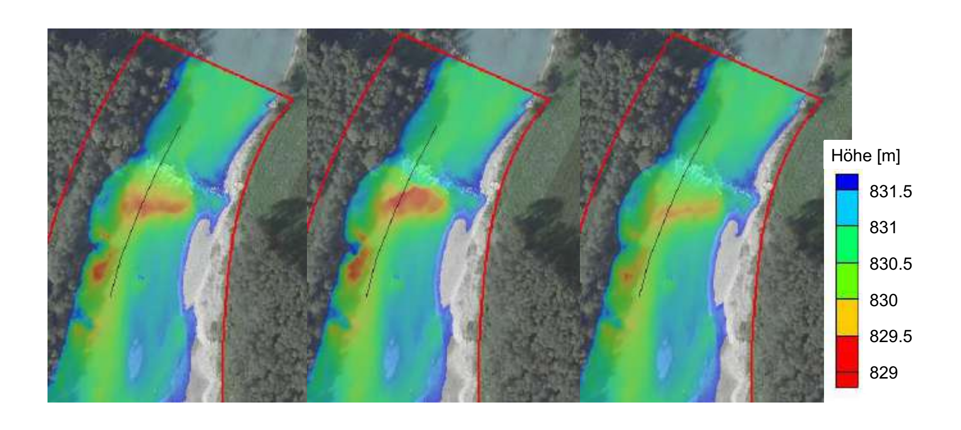


Abb. 5.5: Darstellung einer Datenlücke in der Punktwolke am oberen Modellrand des Gewässerabschnittes an der Gatzaue vor einem Orthofoto

In Abbildung 5.6 ist der Bereich am oberen Modellrand für die drei bereits gezeigten Geländemodelle nochmals vergleichend dargestellt. Außerdem sind die zugehörigen Längsschnitte im Diagramm aufgetragen. Im Längsschnitt ist erkennbar, wie die Differenzen bis zu einem halben Meter durch unterschiedliche Interpretation der Datenlücke zustandekommen. Welches Geländemodell letztendlich die tatsächlichen Gegebenheiten am besten wiedergibt, ist jedoch schwer zu beurteilen.



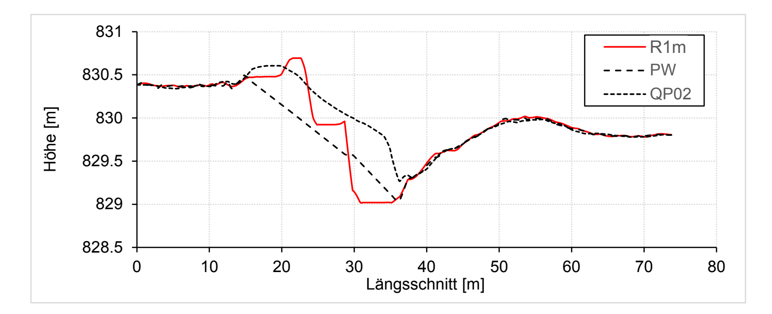


Abb. 5.6: Vergleich der Geländemodelle PW (oben links), R1m (oben Mitte) und QP02 (oben rechts) für den Bereich der in Abb. 5.5 dargestellten Datenlücke im Bereich der Gatzaue und Vergleich der Sohlhöhendaten entlang des gekennzeichenten Längsschnittes (unten)

Aus den querprofilbasierten Datensätzen erhält man eine Vergleichbarkeit der Daten aus der hochaufgelösten Punktwolke mit klassischen Vermessungsdaten, welche gewöhnlich terrestrisch und querprofilbasiert erhoben werden. Die Datensätze sind derart aufgebaut, dass die Querprofile in den Datensätzen QP20 und QP40 aus dem Datensatz QP02 entnommen sind. Der Datensatz QP02 wurde systematisch zur Erstellung der beiden anderen Datensätze ausgedünnt. Somit entsprechen die Geländeinformationen an den Querprofilen, die in allen Datensätzen enthalten sind, einander. In Abbildung 5.7 ist ein Vergleich der querprofilbasierten Datensätze gegeben.



Abb. 5.7: Darstellung der Querprofile zur Erstellung der Geländemodelle QP02 (links), QP20 (Mitte) und QP40 (rechts) für den Gewässerabschnitt der Gatzaue vor einem Orthofoto

In Abbildung 5.8 sind die Differenzen zwischen den Geländemodellen QP20 und QP40 und dem Geländemodell QP02 für einen Abschnitt der Gatzaue vor einem Orthofoto dargestellt. Differenzenwerte kleiner ± 10 cm sind nicht abgebildet. Es fällt auf, dass die größten Differenzen im Randbereich des Gewässers vorzufinden sind, in den Bereichen der Hauptströmung sind die Differenzen generell kleiner. Die Differenzen für das Geländemodell QP40 sind erwartungsgemäß größer als für das Geländemodell QP20. Die zugehörigen Werte der Abweichung für die Gesamtmodelle sind E_{RMS} = 0,25 m für das Modell QP20 und E_{RMS} = 0,41 m für das Modell QP40.

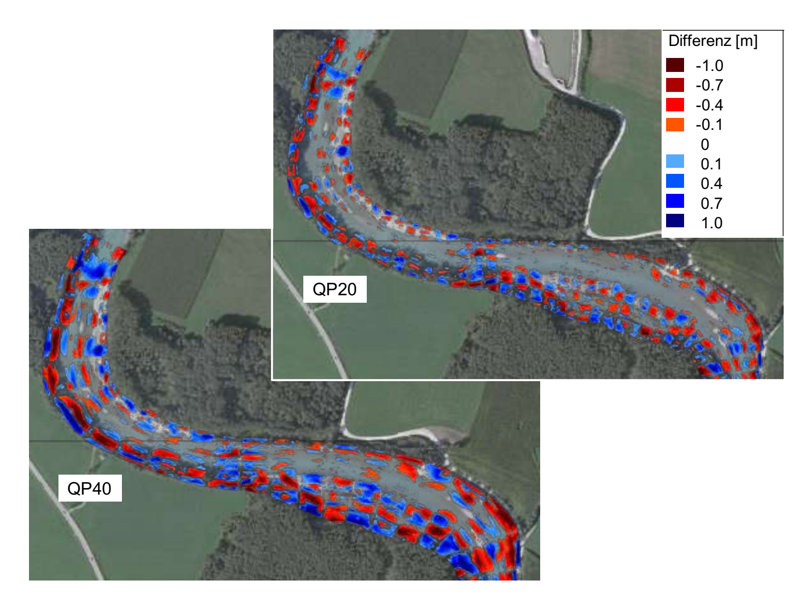


Abb. 5.8: Darstellung der Sohlhöhendifferenzen zwischen QP20 (oben) und QP40 (unten) und dem Referenzmodell QP02 für einen Teil des Gewässerabschnitts der Gatzaue vor einem Orthofoto

In Abbildung 5.9 ist ein Vergleich der Auflösung der Geländemodelle mit Querprofilabständen von 2 m und 40 m an einem Ausschnitt des Flussabschnittes der Gatzaue in einem 3D-Oberflächenmodell dargestellt. Beim Modell QP40 ist ein deutliches „Verschmieren" der Geländeformen zu erkennen, während das Modell QP02 wesentliche, kleinräumige Strukturen abbildet.

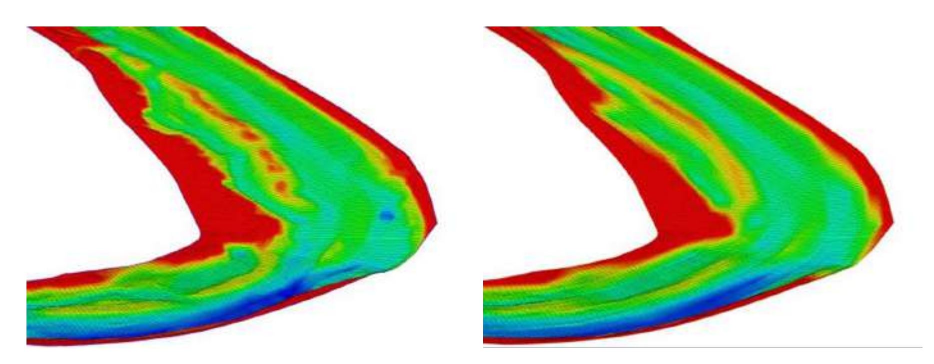


Abb. 5.9: Vergleich von hochaufgelösten Berechnungsnetzen auf Basis der Geländemodelle QP02 (links) und QP40 (rechts) für einen Ausschnitt des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

Letztendlich wird das Geländemodell QP02 als Referenz definiert und die Abweichungen in der Beschreibung des Geländes für die hydrodynamisch-numerische Simulation auf dieses Modell bezogen. In Tabelle 5.2 sind die ermittelten mittleren Abweichungen E_{RMS} bezogen auf QP02 zusammengefasst. Festzuhalten ist, dass sich die mittleren Abweichungen zwischen den Daten-

sätzen QP02, R1m, RKV und der originalen Punktwolke PW im Bereich unter 10 cm bewegen, was in etwa der Messgenauigkeit des ALB Messsystems entspricht.

Tab. 5.2: Übersicht der mittleren Abweichungen E_{RMS} der Geländemodelle für den Gewässerabschnitt der Gatzaue bezogen auf das Referenzmodell QP02

Geländemodell	E_{RMS} [m]
QP20	0,25
QP40	0,41
R1m	0,09
RKV	0,09
PW	0,09

Im nächsten Schritt wurde eine Reihe von Berechnungsnetzen ohne Höheninformation mit der Software SMS erstellt. Dabei wurden einerseits Methoden zur Generierung von Netzen mit ausschließlich Dreieckelementen (E3T) und andererseits von Netzen, die hauptsächlich aus Viereckelementen (E4Q) bestehen, verwendet. Beide Arten von Netzen wurden in unterschiedlicher räumlicher Auflösung erzeugt. In diesem Arbeitsschritt werden Oberflächennetze erzeugt, die den Kriterien entsprechen, die für eine stabile numerische Simulation von Bedeutung sind (siehe Kapitel 2.2.2.5 Grundlagen). Außerdem wurden die mit der Software HydroVISH erzeugten rasterbasierten Geländemodelle als Berechnungsnetze übernommen. Eine Übersicht der in der Arbeit verwendeten Berechnungsnetze ist in Tabelle 5.3 gegeben.

In den Abbildungen 5.10 bis 5.12 sind eine Reihe der Berechnungsnetze an einem kurzen Streckenabschnitt im Bereich der Gatzaue vor einem Orthofoto dargestellt.

Zur Durchführung von hydrodynamisch-numerischen Simulationen werden die mit SMS erzeugten Berechnungsnetze mit Höheninformationen ausgestattet, indem die Höheninformationen aus den triangulierten Geländemodellen auf die Berechnungsnetze interpoliert werden. Dies wird ebenfalls mit der Software SMS realisiert.
Schließlich werden Randbedingungen in Form einer Auslaufrandbedingung (Energieliniengefälle) und einer Zuflussrandbedingung (stationärer Abfluss) auf die Modelle aufgesetzt. Im Kalibrierungsprozess werden dann Rauheitsbeiwerte anhand der vorhandenen Kalibrierdaten bestimmt (siehe dazu Kapitel 5.1.2).

Tab. 5.3: Übersicht der verwendeten Berechnungsnetze für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

Bezeichnung Netz	mittlere Knotenabstände	Anzahl Knoten	Anzahl Elemente	ø Fläche / Knoten
E4Q-0.5x1m	0,5 m senkrecht zur Fließrichtung, 1 m in Fließrichtung	232754	231189	0,6 m^2
E4Q-0.5x2m	0,5 m senkrecht zur Fließrichtung, 2 m in Fließrichtung	115877	115145	1,1 m^2
E4Q-1x3m	1 m senkrecht zur Fließrichtung, 3 m in Fließrichtung	39387	38896	3,3 m^2
E4Q-1.5x4m	1 m senkrecht zur Fließrichtung, 4 m in Fließrichtung	19919	19546	6,5 m^2
E4Q-1.5x6m	1,5 m senkrecht zur Fließrichtung, 6 m in Fließrichtung	13943	13720	9,3 m^2
E4Q-3x6m	3 m senkrecht zur Fließrichtung, 6 m in Fließrichtung	7192	6998	18,0 m^2
E3T-1m	1 m im Dreiecknetz	151046	298438	0,9 m^2
E3T-2m	2 m im Dreiecknetz	38119	74410	3,4 m^2
E3T-4m	4 m im Dreiecknetz	10070	19195	12,9 m^2
R1m	1 m im triangulierten Rasternetz	144451	284877	1,0 m^2
RKV	variabel im triangulierten Rasternetz	73374	143489	1,8 m^2

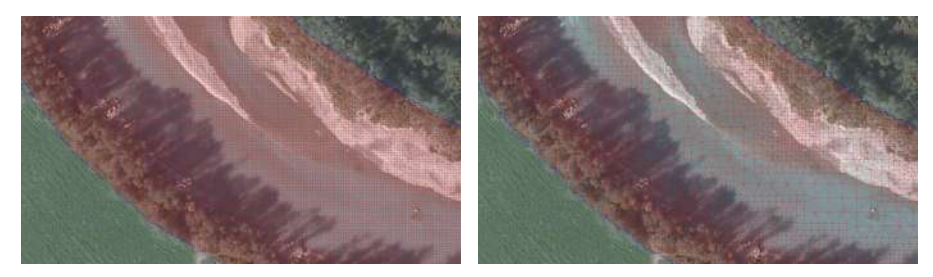


Abb. 5.10: Darstellung der Auflösung der Berechnungsnetze R1m (links) und RKV (rechts) für einen kurzen Gewässerabschnitt an der Gatzaue vor einem Orthofoto

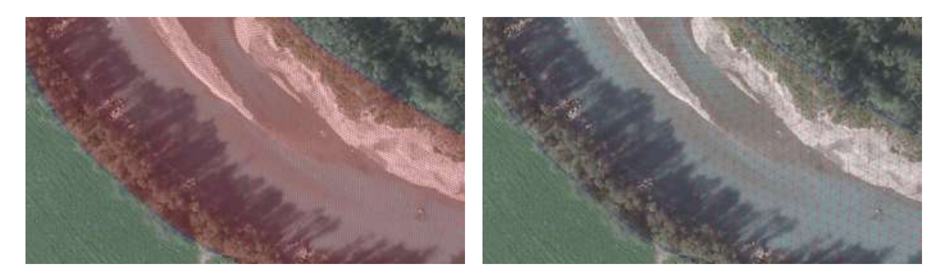


Abb. 5.11: Darstellung der Auflösung der Berechnungsnetze E3T-1m (links) und E3T-4m (rechts) für einen kurzen Gewässerabschnitt an der Gatzaue vor einem Orthofoto



Abb. 5.12: Darstellung der Auflösung der Berechnungsnetze E4Q-0.5x1m (links) und E4Q-1.5x6m (rechts) für einen kurzen Gewässerabschnitt an der Gatzaue vor einem Orthofoto

5.1.2 Kalibrierung Hydro_AS-2D

5.1.2.1 Grundlagen und Herangehensweise

Bei hydrodynamisch-numerischen 2D-Modellierungen stellen die Rauheitsbeiwerte den Hauptkalibrierparameter dar (siehe Kapitel 2.2.2). Im Rahmen dieser Arbeit bezieht sich die Kalibrierung ausschließlich auf das Einstellen der Rauheitsbeiwerte, um eine möglichst gute Übereinstimmung

der simulierten Wasserspiegellagen mit gemessenen Wasserspiegellagen zu erreichen.
Zunächst ist ein Überblick über die zur Verfügung stehenden Datengrundlagen gegeben. Da die Datensätze über mehrere Jahre erhoben wurden, wird innerhalb des Überblicks ebenfalls die Qualität und Nutzbarkeit der Datensätze erörtert.

Wie in Kapitel 4.1.4 beschrieben, liegen Datensätze von Wasserspiegelfixierungen für die Abflüsse Q = 20 m^3/s, 25 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s aus Feldmessungen 2014 vor. Außerdem liegt aus der Befliegung 2012 ein Wasserspiegeldatensatz für den Abfluss Q = 12 m^3/s vor. Bei der qualitativen Überprüfung der Datensätze wurden morphodynamisch bedingte Sohldifferenzen zwischen den terrestrisch erhobenen Datensätzen aus 2014 und dem aus der Laserscanbefliegung 2012 erhaltenen Datensatz gefunden. Die Datensätze aus den Wasserspiegelfixierungen können daher nur unter Berücksichtigung der morphodynamischen Veränderung der Gewässergestalt zur Kalibrierung verwendet werden.
Im oberstromigen Bereich des Abschnittes mit terrestrischen Messwerten scheint sich die Flusssohle im Zeitraum zwischen ALB Datenaufnahme 2012 und der terrestrischen Vermessung 2014 etwas verlagert zu haben. Das Höhenniveau über den Querschnitt bleibt aber insgesamt stabil, so dass die erhobenen Wasserspiegellagen zur Kalibrierung verwendet werden können. Im unterstromigen Bereich ergibt sich ein Höhenunterschied zwischen ALB Daten und terrestrisch erhobenen Daten. Dies gilt sowohl für den benetzten Bereich, in dem sohlmorphologische Veränderungen zu erwarten oder nicht auszuschließen sind, als auch für den Uferbereich, der als stabil einzustufen ist. Dies ist speziell in Querprofil 5 in den Abbildungen 4.10 und 4.15 zu sehen. Daraus lässt sich schließen, dass die beiden Datensätze in diesem Bereich bezüglich des Höhenniveaus nicht zusammenpassen. Da der Höhenunterschied zwischen Daten von 2012 und 2014 in QP4 und QP5 nicht stabil ist, kann keine eindeutige Annahme zur Angleichung der Daten getroffen werden. Aus diesem Grund wird auf die Nutzung der Wasserspiegeldaten zur Kalibrierung in diesem Bereich verzichtet.
Beim Vergleich der Datensätze der Gewässersohle aus den Befliegungen 2012 und 2016 stellte sich heraus, dass der Datensatz aus 2012 im Bereich der Rampe und im unmittelbaren Nahbereich oberstrom der beschriebenen Rampe die tatsächlich vorhandene Gewässergeometrie nicht adäquat wiedergibt. Auf diese Unsicherheiten wird in der Darstellung der Ergebnisse eingegangen.
Ebenfalls stellte sich während der Arbeiten zur Kalibrierung heraus, dass der Wasserspiegeldatensatz aus der ALB Datenaufnahme 2012 flächig nicht plausibel ist, dies gilt speziell für den Bereich der Rampe. Der Datensatz wird aus diesem Grund nicht direkt zur Kalibrierung verwendet, jedoch zur Überprüfung der Ergebnisse genutzt.
Aus dem Jahr 2017 liegt eine Wasserspiegelfixierung für den Abfluss Q = 13 m^3/s vor. Zeitgleich zur Wasserspiegelfixierung wurde die Gewässersohle vermessen. Im Vergleich zur Gewässersohle aus der Befliegung 2016 liegen die Messungen aus 2017 flächig höher, was eine Interpretation der Ergebnisse ebenfalls erschwert. Aus der Befliegung 2016 liegt ein flächiger Datensatz des Wasserspiegels bei 6 m^3/s vor.

Die Kalibrierung wurde bedingt durch die umfangreichen und über einen längeren Zeitraum erhobenen Datengrundlagen teilweise in einem iterativen Prozess durchgeführt, wobei später gewonnene Erkenntnisse zur Interpretation und Korrektur genutzt wurden. Grob lassen sich die Arbeiten in einen ersten Teil gliedern, in dem für die Geometrie ALB 2012 mehrere Abflüsse, für die terrestrische Messdaten vorliegen, kalibriert wurden. Im zweiten Teil werden die Ergebnisse aus dem ersten Teil auf das Modell ALB 2016 angewendet. Die detaillierten Kalibrierungsarbeiten sind auf das Referenzmodell QP02-E4Q-0.5x1m beschränkt, für das die Geländehöhen des Geländemodells QP02 auf das Berechnungsnetz E4Q-0.5x1m interpoliert wurden.
Die Vorgehensweise bei der Kalibrierung und die Darstellung der Ergebnisse der Kalibrierung für die Gewässergeometrie aus der Befliegung 2012 sind folgendermaßen gegliedert:
Für den Abfluss Q = 20 m^3/s liegen die meisten Datenpunkte aus der terrestrisch durchgeführten

Wasserspiegelfixierung vor. Am gleichen Tag wurde ebenfalls die querprofilbasierte Vermessung der Flusssohle durchgeführt. Die Datenqualität kann aus diesem Grund am besten eingeschätzt werden. Basierend auf diesem Datensatz wurde der Flussabschnitt mit den verwendbaren Daten kalibriert. Der Rest des Modellgebietes wurde mit dem Rauheitsbeiwert von $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ modelliert. Der Wert $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ entspricht in etwa einem Flussbett mit Geröll und Unregelmäßigkeiten (Helmig und Class, 2005 [31]) und stimmt als generelle Annahme mit den vorgefundenen Gegebenheiten im Flussabschnitt Gatzaue überein.
Das Ergebnis der Kalibrierung für den Abfluss $Q = 20\ m^3/s$ wird anschließend auf die übrigen Abflüsse angewendet und mit den Messdaten derjenigen Abflüsse verglichen. Gegebenenfalls wird das Kalibrierungsergebnis für den jeweiligen Abfluss abschließend angepasst oder Rückschlüsse gezogen.

Die Ergebnisse der Kalibierung der genannten Abflüsse werden in Form von Abbildungen dargestellt. Die Abbildungen zeigen sogenannte „Calibration Targets“ an denjenigen Stellen der Simulation, an denen Feldmessdaten vorhanden sind. „Calibration Targets“ sind Hilfsmittel zur grafischen Darstellung von Abweichungen zwischen beobachteten Werten (Messwerten, Sollwerten) und berechneten (modellierten) Werten. Das Darstellungsprinzip mit den Komponenten der „Calibration Targets“ ist in Abbildung 5.13 dargestellt.
Das Zentrum der Targets entspricht dem beobachteten Wert (Messwert), das obere Ende entspricht dem Messwert plus einem zu definierenden Intervall, das untere Ende entspricht dem Messwert minus dem zu definierenden Intervall. Der farbige Balken entspricht der Abweichung zwischen Messwert und berechnetem Wert. Liegt der berechnete Wert innerhalb des definierten Intervalls, ist der Balken grün eingefärbt. Liegt der berechnete Wert im Bereich von 200% des definierten Intervalls, ist der Balken gelb eingefärbt. Liegt der Messwert jenseits von 200% des Intervalls, ist der Balken rot eingefärbt. Die Intervalle zur Verwendung der „Calibration Targets“ sind derart zu definieren, dass ein grün eingefärbter Balken ein akzeptables Maß für die Bandbreite der Abweichungen um den Messwert darstellen. In den vorliegenden Darstellungen wurde das Intervall mit 0,1 m definiert.
Mit Hilfe der „Calibration Targets“ lassen sich somit sehr kompakt die Größe, Richtung und räumliche Verteilung der Abweichungen im Kalibrierungsprozess darstellen.

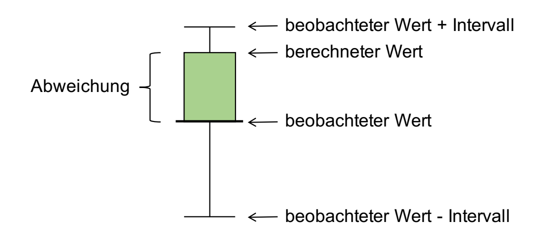


Abb. 5.13: Darstellungsprinzip und Komponenten eines „Calibration Target“

Der Vergleich des Wasserspiegels aus der Simulation mit Daten aus der Befliegung ist flächig dargestellt und mit einem Längsschnitt zur Veranschaulichung ergänzt.

5.1.2.2 Ergebnisse Kalibrierung

Geometrie ALB2012

Für Q = 20 m^3/s ergibt sich die beste Übereinstimmung der Simulationsergebnisse mit den Messwerten bei Wahl der Rauheitsbeiwerte von $k_{St} = 26\ m^{1/3}/s$ im oberstromigen Bereich der Rampe und $k_{St} = 14\ m^{1/3}/s$ im Bereich der Rampe. Der unterstromige Teil wird mit einem Rauheitsbeiwert von $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ modelliert. Die Aufteilung der Rauheitszonen ist in Abbildung 5.14 dargestellt.



Abb. 5.14: Aufteilung der Rauheitszonen als Ergebnis der Kalibrierung für die Gewässergeometrie ALB2012 für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

Die Abweichungen zwischen Messwert und Simulationsergebnis in Form von „Calibration Targets" ist in Abbildung 5.15 dargestellt.

Im Bereich oberstrom der Rampe stimmen die Messwerte mit den Simulationswerten sehr gut überein. Lediglich orografisch links der Kiesbank im oberen Teil sind größere Abweichungen zu erkennen, welche jedoch auch durch die veränderte Sohlmorphologie zum Zeitpunkt der terrestrischen Vermessung bedingt sein können (vgl. dazu auch Kapitel 4.1.5). Im Bereich der Rampe und unterstrom der Rampe liegen die Simulationsergebnisse gesamtheitlich deutlich unter den Messwerten. Dieser Bereich kann mit den vorliegenden Messdaten aus den oben genannten Gründen nicht eindeutig beurteilt werden.

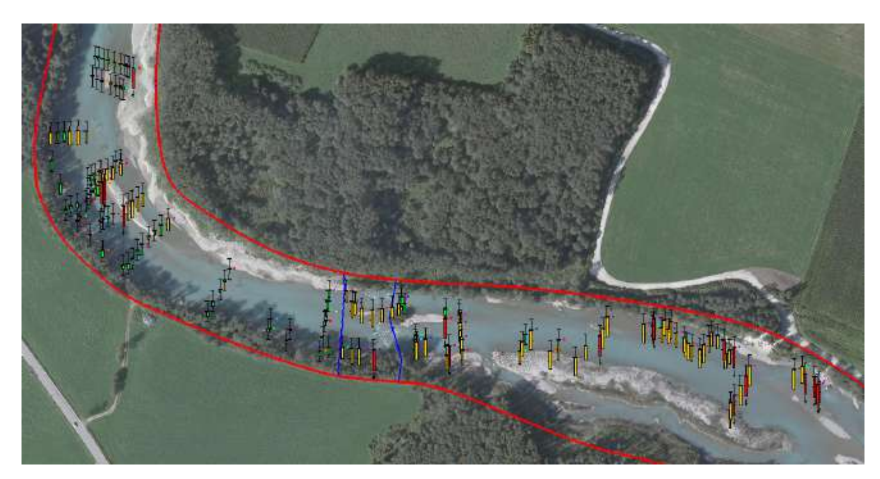


Abb. 5.15: Darstellung der Abweichungen zwischen Mess- und Simulationswerten für Q = 20 m^3/s für die Gewässergeometrie ALB2012 für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

In Abbildung 5.14 ist ein Längsschnitt definiert, für welchen in Abbildung 5.16 die Wasserspiegelhöhen verschiedener Simulationsvarianten aufgetragen sind. Die Zahlen in der Variantenbeschriftung entsprechen den k_{St}-Werten, die für die, in Abb. 5.14 dargestellten Rauheitszonen, verwendet wurden. Der erhöhte Fließwiderstand im Bereich der Rampe führt zu einem Aufstau und einer damit einhergehenden Wasserspiegelerhöhung im oberstromigen Bereich der Rampe. Der Einflussbereich der Rampe beträgt rund 170 m, was in Abbildung 5.16 im Vergleich zur Basisrechnung bei konstantem Rauheitsbeiwert $k_{St} = 30$ m$^{1/3}$/s zu erkennen ist. Die grüne Linie stellt den Längsschnitt der besten Simulationsvariante dar.

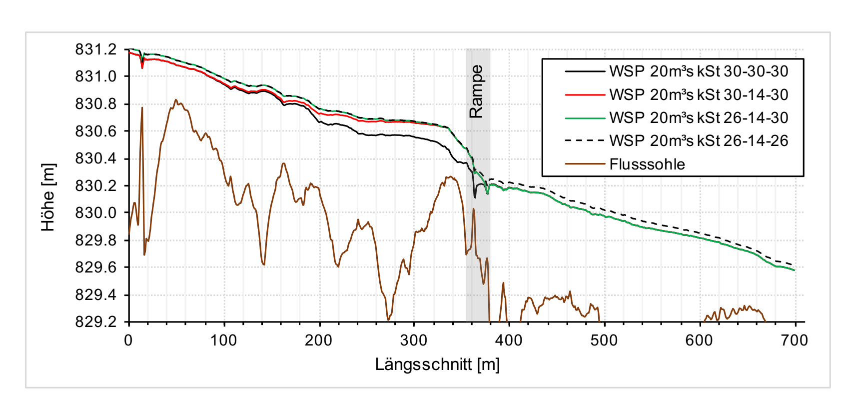


Abb. 5.16: Darstellung der Sohlhöhen- und simulierten Wasserspiegeldaten entlang des in Abb. 5.14 definierten Längsschnittes für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

In Abbildung 5.17 ist der Bereich der Rampe dargestellt. Die großen Felsblöcke in diesem Bereich sind sehr gut zu erkennen.



Abb. 5.17: Orthofoto des Bereichs der Rampe an der Gatzaue vom Oktober 2017

Der Abfluss Q = 12 m^3/s wurde mit der für den Abfluss Q = 20 m^3/s ermittelten Verteilung der Rauheitsbeiwerte modelliert. Für diesen Abfluss liegt aus der Befliegung 2012 ein flächiger Datensatz des Wasserspiegels vor (siehe Abbildung 5.18).



Abb. 5.18: Darstellung der Verteilung der Wasserspiegellagenpunkte aus der ALB-Vermessung 2012 für einen Teil des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

Die Differenzen zwischen Simulation und Messung (WSP_{Sim} - WSP_{Mess}) sind in Abbildung 5.19 dargestellt. In Abbildung 5.20 sind die Daten der simulierten und gemessenen Wasserspiegel zum in Abbildung 5.19 dargestellten Längsschnitt aufgetragen. Abbildung 5.20 zeigt die zugehörigen Differenzen (WSP_{Sim} - WSP_{Mess}) entlang des Längsschnittes. Die Abweichungen zwischen Simulationsergebnis und Messdaten (WSP_{Sim} - WSP_{Mess}) liegen zum Großteil im Bereich von 0 bis + 10 cm, womit die Simulationsergebnisse im Vergleich zu den Messdaten tendenziell zu hoch sind. Der Verlauf des Wasserspiegels kann mit der Simulation jedoch gut nachvollzogen werden. Im Bereich der Rampe (im Längsschnitt zwischen 300 und 400 m) sind die Messdaten jedoch nicht plausibel. Der Verlauf des gemessenen Wasserspiegels lässt sich in der Simulation nicht

nachvollziehen und widerspricht ebenfalls einem erwarteten Verlauf. Der Verlauf des gemessenen Wasserspiegels könnte durch eine Datenlücke im unmittelbaren Nahbereich beeinflusst sein (siehe dazu Abbildung 5.18). Eine weitere Erklärung ergibt sich bei Betrachtung der Messdaten ALB2016, auf die später eingegangen wird. Im obersten Teil des Längsschnittes ergeben sich ebenfalls größere Abweichungen zwischen Messdaten und Simulation.

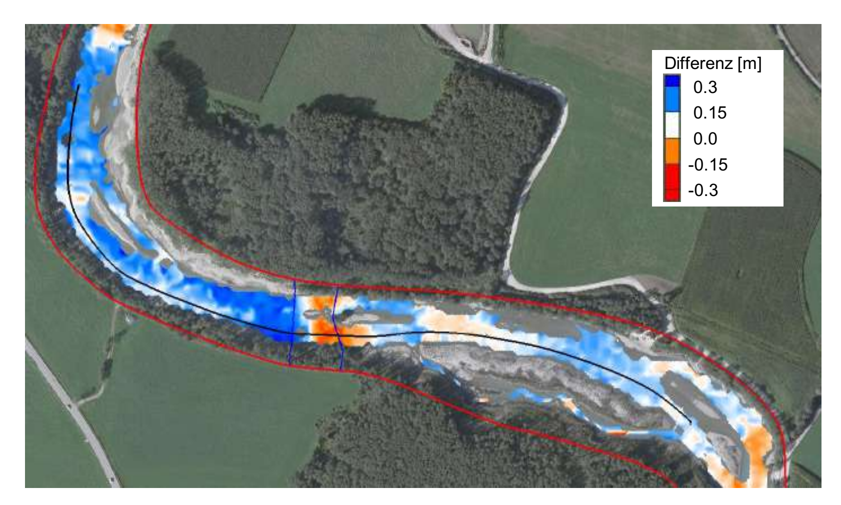


Abb. 5.19: Darstellung der Wasserspiegeldifferenzen zwischen Simulationsergebnis und Messdaten aus der ALB-Vermessung 2012 (WSP_{Sim} - WSP_{Mess}) für Q = 12 m^3/s für einen Teil des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

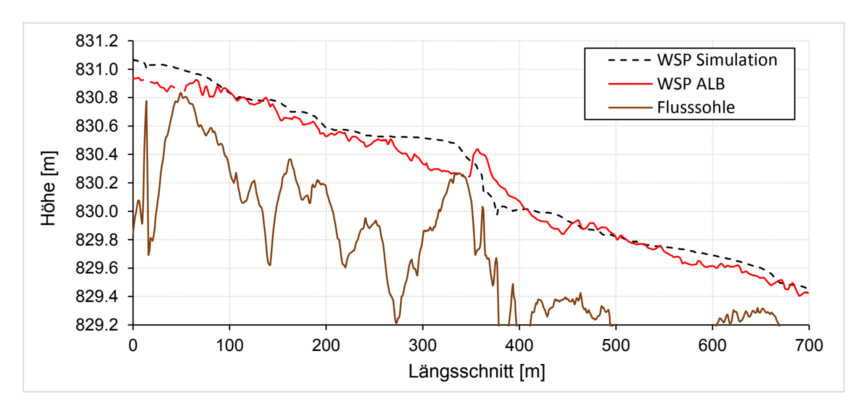


Abb. 5.20: Vergleich der gemessenen und simulierten Wasserspiegeldaten entlang des in Abb. 5.19 definierten Längsschnittes für Q = 12 m^3/s im Bereich des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

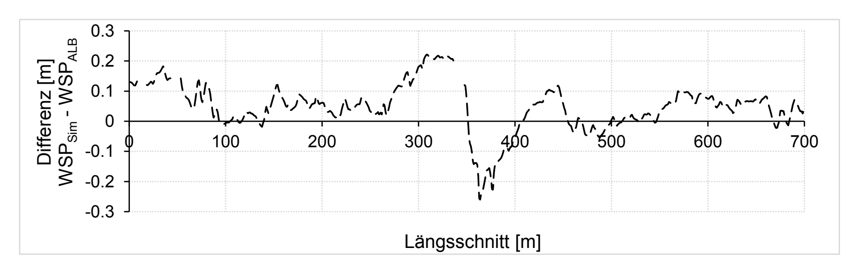


Abb. 5.21: Darstellung der Wasserspiegeldifferenzen zwischen Simulationsergebnis und Messdaten (WSP_{Sim} - WSP_{Mess}) entlang des in Abb. 5.19 definierten Längsschnittes für Q = 12 m^3/s im Bereich des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

Der Abfluss Q = 25 m^3/s wurde mit der für den Abfluss Q = 20 m^3/s ermittelten Verteilung der Rauheitsbeiwerte modelliert. Die Abweichungen zwischen Messwert und Simulationsergebnis in Form von „Calibration Targets“ sind in Abbildung 5.22 dargestellt. Die Simulationsergebnisse stimmen sehr gut mit den Messwerten überein, die Differenzen sind gesamtheitlich im Bereich von ± 5 cm. Allerdings liegen für diesen Abfluss nur sehr begrenzt Messswerte vor.



Abb. 5.22: Darstellung der Abweichungen zwischen Mess- und Simulationswerten für Q = 25 m^3/s für die Gewässergeometrie ALB2012 für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

Der Abfluss Q = 40 m^3/s wurde ebenfalls mit der für den Abfluss Q = 20 m^3/s ermittelten Verteilung der Rauheitsbeiwerte modelliert. Die Abweichungen zwischen Messwert und Simulationsergebnis in Form von „Calibration Targets“ sind in Abbildung 5.23 dargestellt. Die Simulationsergebnisse stimmen sehr gut mit den Messwerten überein, die Differenzen sind bis auf den Bereich der Rampe gesamtheitlich im Bereich von ± 5 cm. Die beiden Messpunkte im Bereich der Rampe liegen analog zu den bereits gezeigten Ergebnissen deutlich über dem Simulationsergebnis.



Abb. 5.23: Darstellung der Abweichungen zwischen Mess- und Simulationswerten für Q = 40 m^3/s für die Gewässergeometrie ALB2012 für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

Der Abfluss Q = 64 m^3/s wurde ebenfalls mit der für den Abfluss Q = 20 m^3/s ermittelten Verteilung der Rauheitsbeiwerte modelliert. Die Abweichungen zwischen Messwert und Simulationsergebnis in Form von „Calibration Targets“ sind in Abbildung 5.24 dargestellt. Die Simulationsergebnisse stimmen ebenfalls gut mit den Messwerten überein. Oberstrom der Rampe sind die Simulationsergebnisse generell unter den Messwerten, linksufrig sind die Differenzen etwas größer als rechtsufrig. Ingesamt bleiben die Differenzen aber im Bereich unter 10 cm. Die Differenzen unterstrom der Rampe sind im Bereich von - 15 cm. Dies stimmt überschlägig mit den Beobachtungen überein. Dieser Bereich kann bedingt durch die beobachteten Unterschiede bei den Sohlpunktmessungen jedoch nicht eindeutig beurteilt werden (vgl. Kapitel 4.1.5).



Abb. 5.24: Darstellung der Abweichungen zwischen Mess- und Simulationswerten für Q = 64 m^3/s für die Gewässergeometrie ALB2012 für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

Geometrie ALB2016

Im Folgenden werden die Ergebnisse für das Geländemodell aus der Befliegung 2016 dargestellt und diskutiert. Die Befliegung fand beim Abfluss Q = 6 m^3/s statt. Dementsprechend liegt für diesen Abfluss ein flächiger Datensatz des Wasserspiegels vor.
Zunächst wurde die Verteilung der Rauheitsbeiwerte aus den Berechnungen für das Geländemodell 2012 auf das Modell 2016 übertragen ($k_{St} = 26\ m^{1/3}/s$ im oberstromigen Bereich der Rampe, $k_{St} = 14\ m^{1/3}/s$ im Bereich der Rampe, $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ im unterstromigen Teil der Rampe; vergleiche Abbildung 5.14). In Abbildung 5.25 sind die Differenzen WSP_{Sim} - WSP_{Mess} flächig für das Simulationsergebnis dargestellt. Der Großteil der Differenzen befindet sich in einem Intervall von ± 10 cm um die Messwerte und ergibt somit ein gutes Ergebnis.
In Abbildung 5.26 sind die Daten der simulierten und gemessenen Wasserspiegel zum in Abbildung 5.25 dargestellten Längsschnitt aufgetragen. Abbildung 5.27 zeigt die zugehörigen Differenzen (WSP_{Sim} - WSP_{Mess}) entlang des Längsschnittes. Der Verlauf des gemessenen Wasserspiegels kann in der Simulation sehr gut nachvollzogen werden. Die Differenzen entlang des Längsschnittes sind sehr gering und befinden sich hauptsächlich in einem Intervall von ± 5 cm um die Messwerte. Lediglich in den Bereichen vor und nach der Rampe entstehen etwas größere Differenzen mit bis zu 10 cm Abweichung. Die Absenkung des Wasserspiegels im Bereich oberstrom der Rampe lässt sich physikalisch nur schwer erklären und lässt somit auf Messungenauigkeiten schließen. Im Bereich unterstrom der Rampe liegt der gemessene Wasserspiegel ebenfalls unterhalb der Simulation. Dort wurde ein Rauheitsbeiwert von $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ angesetzt. Um die Messwerte in der Simulation abzubilden, müsste der Rauheitsbeiwert weiter erhöht werden. Die vorgefundenen Verhältnisse im Gewässerbett weisen auf derart glatte Verhältnisse mit wenig Fließwiderstand jedoch nicht hin und somit kann auch hier von Messungenauigkeiten ausgegangen werden.



Abb. 5.25: Darstellung der Wasserspiegeldifferenzen zwischen Simulationsergebnis und Messdaten aus der ALB-Vermessung 2016 (WSP_{Sim} - WSP_{Mess}) für Q = 6 m^3/s für einen Teil des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

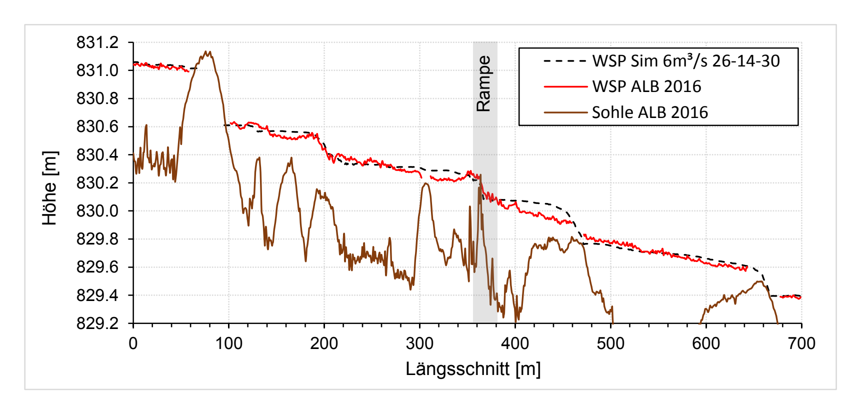


Abb. 5.26: Vergleich der gemessenen und simulierten Wasserspiegeldaten entlang des in Abb. 5.25 definierten Längsschnittes für Q = 6 m^3/s im Bereich des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

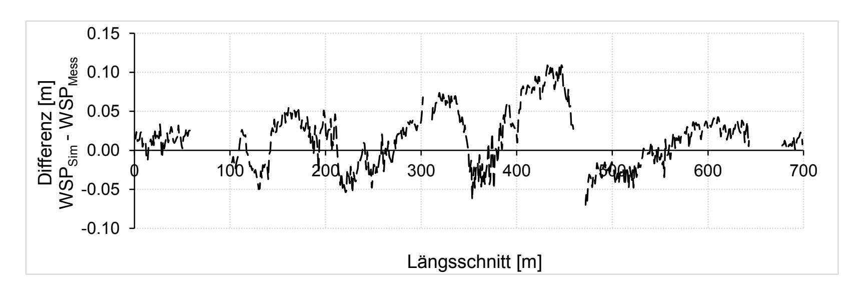


Abb. 5.27: Darstellung der Wasserspiegeldifferenzen zwischen Simulationsergebnis und Messdaten (WSP_{Sim} - WSP_{Mess}) entlang des in Abb. 5.25 definierten Längsschnittes für Q = 6 m^3/s im Bereich des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

Insgesamt kann beobachtet werden, dass die Verteilung der Rauheitsbeiwerte, welche im Kalibrierungsprozess für die Geometrie von 2012 gefunden wurde, auch für die Geometrie von 2016 Gültigkeit besitzt. Mehr noch, durch die flächige Messdatenverfügbarkeit für die Geometrie aus der ALB2016 und die hohe Kalibriergüte mit den verwendeten Rauheitsbeiwerten, kann das in Bereichen nicht eindeutige Kalibrierungsergebnis für die Geometrie ALB2012 dadurch abgesichert werden.
Im erweiterten Bereich der Rampe ist der Datensatz der Wasserspiegel aus der Befliegung 2012 nicht plausibel. Im Folgenden werden die beiden Datensätze aus den Befliegungen 2012 und 2016 für diesen kleinen Bereich detailliert verglichen. Abbildung 5.28 zeigt den Längsschnitt im Bereich der Rampe vor einem Orthofoto mit Stationierungsangaben. Abbildung 5.29 zeigt die zugehörigen Daten entlang des Längsschnittes.

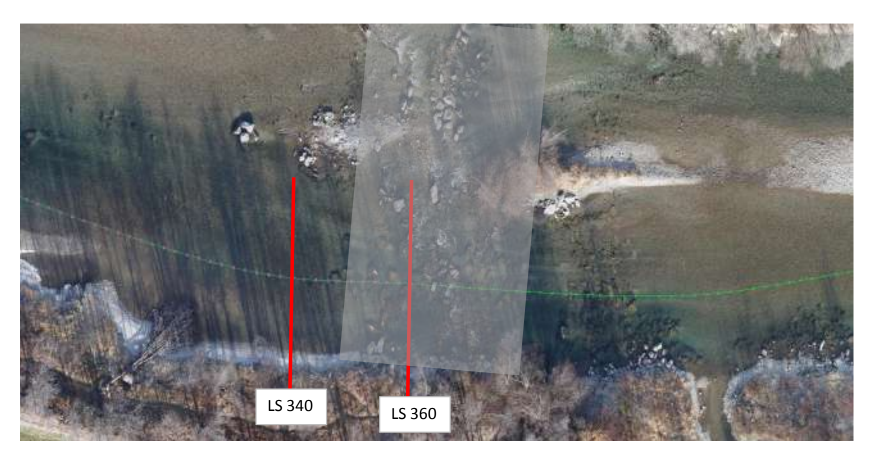


Abb. 5.28: Teilausschnitt des in Abb. 5.25 definierten Längsschnittes im Bereich der Rampe an der Gatzaue mit Stationierungsangaben vor einem Orthofoto

Bei Betrachtung des Längsschnitts sind mehrere Dinge zu erkennen. Zum einen gibt es eine Differenz in den Sohlaufnahmen zwischen Meter 360 und 370 von 20 cm und mehr. In diesem Bereich kann man jedoch von einer stabilen Flusssohle ausgehen, da, wie in Abbildung 5.28 ersichtlich, dort große Blöcke vorhanden sind. Zum anderen befindet sich im Bereich von Meter 320 bis 350 ein kiesiger Gewässergrund direkt oberstrom der Rampe, welcher in der Sohlaufnahme von 2012 sehr wahrscheinlich zu hoch wiedergegeben wird. Der Verlauf der Sohle aus der Vermessung von 2016 bildet die tatsächlichen Verhältnisse wesentlich schlüssiger ab. Man kann auch davon ausgehen, dass die Sohle 2012 dort einen sehr ähnlichen Verlauf gehabt hat. Der Verlauf des Wasserspiegels aus 2016 ist plausibel, was auch durch die Simulation bestätigt wird. Die mit gelb angedeutete Linie zeigt den wahrscheinlichen Verlauf des Wasserspiegels für die Vermessung 2012 im Bereich des Längsschnittes von Meter 270 bis 355.
Durch die in diesem Bereich unzureichende Abbildung der Gewässergeometrie aus der Befliegung 2012 lassen sich die Abweichungen der Simulationsergebnisse mit den Messergebnissen erklären.

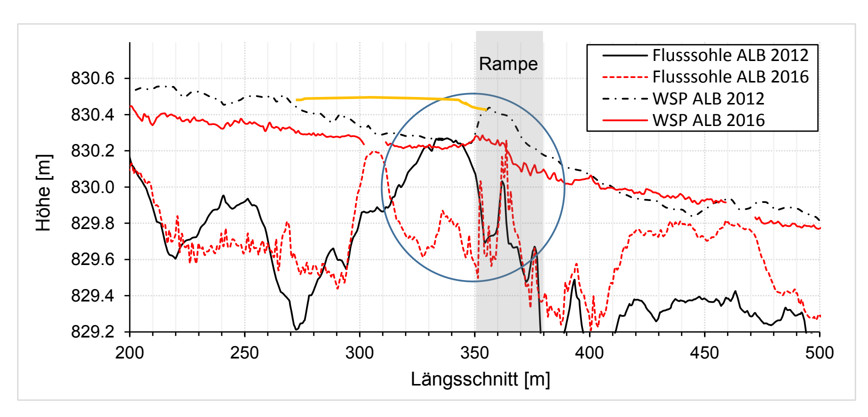


Abb. 5.29: Vergleich der Daten der Flusssohle und des Wasserspiegels der ALB-Vermessungen 2012 und 2016 entlang des in Abb. 5.25 definierten Längsschnittes im Bereich des Gewässerabschnittes an der Gatzaue

Der Abfluss Q = 13 m^3/s wurde ebenfalls mit der Verteilung der Rauheitsbeiwerte aus den Berechnungen für das Geländemodell 2012 modelliert. Die Abweichungen zwischen Messwert und Simulationsergebnis in Form von „Calibration Targets“ sind in Abbildung 5.30 dargestellt.
Die Simulationsergebnisse liegen flächig großteils zu niedrig im Vergleich zu den Messwerten. Dies ist dadurch begründet, dass die Gewässersohle zum Zeitpunkt der terrestrischen Wasserspiegelfixierung insgesamt höher lag im Vergleich zum Zeitpunkt der Aufnahme der Gewässersohle (siehe Kapitel 4.1.5). Der gemessene Wasserspiegel liegt somit ebenfalls höher als zum Zeitpunkt der Vermessung. Dies macht eine Einschätzung schwierig.

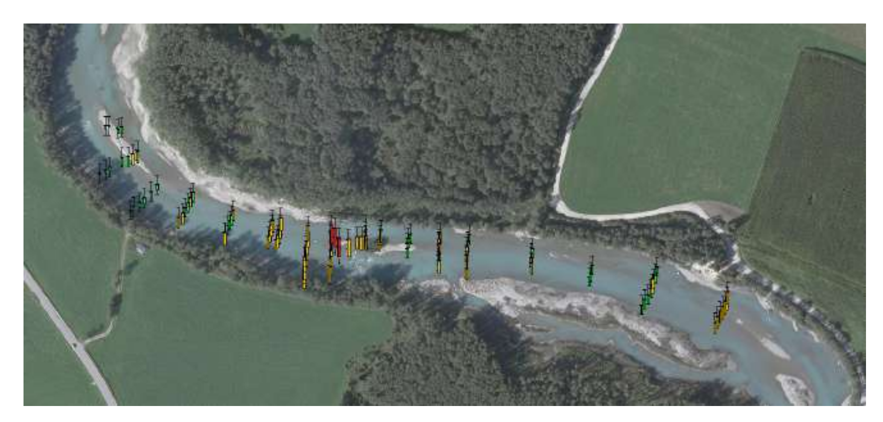


Abb. 5.30: Darstellung der Abweichungen zwischen Mess- und Simulationswerten für Q = 13 m^3/s für die Gewässergeometrie ALB2016 für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue

5.1.2.3 Zusammenfassung Kalibrierung

Der Fließwiderstand, der von der Gewässersohle und der Gewässerform verursacht wird, stellt einen nicht direkt messbaren Parameter in der hydrodynamisch-numerischen Modellierung von Oberflächenabflüssen in natürlichen Gewässerbetten dar. Dieser Fließwiderstand muss indirekt als Parameter für das jeweilige Modell kalibriert werden, um eine möglichst realistische Darstellung des realen Strömungszustandes im numerischen Modell zu erreichen (vergleiche auch Wörndl, 2018 [73]). Im Rahmen dieser Arbeit wurden zur indirekten Bestimmung des Fließwiderstandes Wasserspiegelfixierungen bei bekannten Abflüssen durchgeführt. Ziel der Kalibrierung ist es, den Rauheitsbeiwert so zu bestimmen, dass der gemessene Wasserspiegel in der Simulation möglichst genau wiedergegeben wird. Wie in Kapitel 4.1.5 dargestellt, konnten die Wasserspiegelfixierungen jedoch nicht zeitnah zu den jeweiligen Befliegungsterminen durchgeführt werden, sondern zeitlich deutlich versetzt. Durch Erhebung von Daten der Gewässersohle zu den Zeitpunkten der Wasserspiegelfixierungen kann jedoch eine Einordnung der gemessenen Wasserspiegel zur vorliegenden Gewässergeometrie erfolgen. In diesem Zusammenhang wurde gezeigt, dass die Gewässersohle einer gewissen Dynamik unterworfen ist und die Daten der Wasserspiegelfixierungen nicht bedenkenlos angewendet werden können.
Im Rahmen der Befliegungen wurden ebenfalls Informationen zum jeweils vorliegenden Wasserspiegel erhoben. Im Bereich des Untersuchungsgebietes stellte sich jedoch heraus, dass die Wasserspiegelinformation aus der Befliegung 2012 bereichsweise physikalisch nicht plausibel ist und daher für eine detaillierte Kalibrierung nicht verwendet werden kann. Die Wasserspiegelinformation aus der Befliegung 2016 ist flächig plausibel und bildet somit eine ausgezeichnete

Grundlage zur Kalibrierung des Rauheitsbeiwertes. Hierbei ist noch anzumerken, dass die Kalibrierung der Rauheitsbeiwerte händisch vorgenommen wurde und gewisse Toleranzen in der Übereinstimmung von Simulations- und Messergebnis akzeptiert wurden. Bemühungen zur Automatisierung des Kalibrierungsprozesses wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht unternommen, Möglichkeiten der Automatisierung sind jedoch bei Vorhandensein einer flächigen Wasserspiegelinformation möglich. Es muss allerdings darauf geachtet werden, dass gewässerhydraulische Effekte, wie im vorliegenden Fall zum Beispiel ein Aufstaueffekt an der Rampe, berücksichtigt werden und außerdem Ungenauigkeiten und Unsicherheiten in den Messdaten im Vorfeld detektiert und gegebenenfalls vernachlässigt oder wenn möglich korrigiert werden. Nicht schlüssige Messergebnisse verhindern, dass ein Kalibrierungsalgorithmus eine plausible Verteilung des Fließwiderstands ermitteln kann.
Im Hinblick auf eine Habitatmodellierung des Gewässerabschnittes, die direkt auf die hydraulische Modellierung aufbaut, ist es selbstverständlich notwendig das hydraulische Modell bestmöglich zu kalibrieren, um die Gewässerhydraulik für ein gewisses Abflussspektrum flächig realitätsnah abzubilden. Dazu werden gewöhnlich Daten zur Kalibrierung verschiedener Abflusszustände erhoben und bereitgestellt. Im Rahmen dieser Arbeit wurden dazu im Jahr 2014 Wasserspiegelfixierungen für ein Abflussspektrum von 20 - 64 m^3/s durchgeführt. Dabei stellte sich heraus, dass es nötig ist, über den gesamten Gewässerabschnitt Messpunkte zu erheben, um eine Datengrundlage zur Darstellung des Längsschnitts des Wasserspiegels zur Verfügung zu haben. Dies wurde durch die terrestrischen Messungen aus 2014 lediglich für den Abfluss $Q = 20\ m^3/s$ erreicht.
Aus der Befliegung von 2016 konnte ein flächiger Wasserspiegeldatensatz für den Abfluss von ca. 6 m^3/s gewonnen werden. Außerdem wurde 2017 terrestrisch ein Wasserspiegeldatensatz für $Q = 13\ m^3/s$ über den gesamten Gewässerabschnitt erhoben, mit welchem der Längsschnitt des Wasserspiegels nachvollzogen werden kann.
Bedingt durch die morphologische Dynamik des Gewässerabschnittes sind die Datensätze jedoch nur bedingt untereinander vergleichbar. Außerdem liegen für höhere Abflüsse keine flächigen Daten vor. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Kalibrierung des Modells bei geringer Datendichte nur partiell gesicherte Aussagen zulässt. Die Ergebnisse der Simulation können nicht eindeutig eingeordnet werden. Im Rahmen der Arbeit wurde diesem Sachverhalt dadurch begegnet, dass im ersten Teil der Kalibrierung basierend auf der Gewässergeometrie aus der Befliegung 2012 für den Abfluss $Q = 20\ m^3/s$, für welchen die beste Datengrundlage verfügbar ist, eine Kalibrierung basierend auf den Messdaten vorgenommen wurde. Die übrigen Abflüsse wurden dann mit der damit bestimmten Verteilung der Rauheitsbeiwerte modelliert und anhand der vorliegenden Messdaten kontrolliert. Zeitlich später konnten dann im zweiten Teil der Kalibrierung die Befliegungsdaten aus 2016 zur Kontrolle und weiteren Interpretation der Ergebnisse verwendet werden.
Im ersten Teil der Kalibrierung, in dem mit den Vermessungsdaten aus der Befliegung von 2012 und den terrestrischen Messungen aus 2014 gearbeitet wurde, konnten für den oberstromigen Bereich der Rampe und die Rampe flächig plausible Rauheitsbeiwerte bestimmt werden. Für den unterstromigen Bereich konnte lediglich ein Erfahrungswert angesetzt werden, da die Datengrundlage keine eindeutige Klärung zulässt.
Im zweiten Teil der Kalibrierung, in dem die Vermessungsdaten aus der Befliegung von 2016 verwendet wurden, konnte die ermittelte Rauheitsverteilung aus dem ersten Teil bestätigt werden. Sowohl im oberstromigen Bereich als auch im unterstromigen Bereich passt die Simulation sehr gut mit den Wasserspiegeldaten aus der Befliegung überein. Somit kann die Annahme aus dem ersten Teil für den unterstromigen Bereich als plausibel gewertet werden und die Ergebnisse für alle modellierten Abflüsse als realistisch eingestuft werden.
Im Rahmen der Kalibrierung zeigte sich für den vorliegenden Abschnitt, dass die in der Mitte befindliche Rampe eine Abflusskontrolle auf den oberstrom liegenden Bereich ausübt und sich ein Aufstaueffekt ausbildet, welcher eindeutig nur durch eine gesamtheitliche Betrachtung des Wasserspiegellängsschnittes bestimmt werden kann. In diesem Bereich ist der Fließwiderstand

im Vergleich zum oberstrom und unterstrom liegenden Bereich deutlich erhöht, was in der Wahl des Rauheitsbeiwertes in dem Bereich wiedergegeben werden muss. Die Wahl des Rauheitsbeiwertes $k_{St} = 14\ m^{1/3}/s$ hat sich dort als zufriedenstellend gezeigt. Dieser Wert entspricht den Erfahrungswerten, welcher für derartige Sohlstrukturen verwendet wird. Im oberstromigen Bereich wurde ein Rauheitsbeiwert von $k_{St} = 26\ m^{1/3}/s$ ermittelt und im unterstromigen Bereich ein Wert von $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$. Somit ist der Fließwiderstand im oberstromigen Bereich etwas größer als im unterstromigen Bereich. Dies ist durchaus plausibel, da im oberstromigen Bereich der Fließquerschnitt insgesamt etwas enger und die Substratzusammensetzung etwas gröber ist. Außerdem sind dort im Außenbogen buhnenartige Elemente aus großen Blöcken angeordnet, welche den Fließwiderstand erhöhen.
Den Ergebnissen ist außerdem eindeutig zu entnehmen, dass es im vorliegenden Abschnitt Zonen unterschiedlichen Fließwiderstandes gibt, was dazu führt, dass ein konstanter Rauheitsbeiwert zur Darstellung einer detaillierten Strömungsverteilung nicht angewendet werden kann.
In der Literatur (z. B. Bezzola, 2002 [17]) wird der Effekt beschrieben, dass bei zunehmendem Abfluss und damit einhergehender höherer Fließtiefe der Rauheitseinfluss der Gewässersohle abnimmt. Dies bedeutet für die numerische Simulation, dass mit steigendem Abfluss der Rauheitsbeiwert nach Strickler k_{St} größer angesetzt werden kann, was einer Reduzierung des Fließwiderstandes entspricht. Dieser Effekt konnte im untersuchten Abflussspektrum von 6 bis 64 m^3/s nicht beobachtet werden. Größere Abflüsse wurden aus Mangel an Kalibrierdaten nicht weiter betrachtet. Es zeigte sich, dass die Simulationsergebnisse für die vorliegenden Abflüsse in einem kleinen Intervall um die Messdaten schwanken, wobei jedoch kein abflussabhängiger Trend der Abweichungen zu erkennen ist.

5.1.3 Vergleichende Untersuchungen zur räumlichen Auflösung mit Hydro_AS-2D

5.1.3.1 Grundlagen und Herangehensweise

Ein Ziel dieser Dissertation ist die Quantifizierung des Einflusses der geometrischen Darstellung des Gerinnes durch das Berechnungsnetz auf die Simulationsergebnisse. Dafür wird ein Referenzmodell mit hoher Auflösung definiert und die Simulationsergebnisse der übrigen Modelle mit diesem verglichen. Für diesen Teil der Untersuchungen wird das Berechnungsmodell QP02-E4Q-0.5x1m als Referenzmodell definiert. Da dieser Teil der Untersuchungen vor Beendigung der Kalibierungsarbeiten durchgeführt wurde, wurde das Modell flächendeckend mit einem konstanten Rauheitsbeiwert $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ ausgestattet.
Der Wert $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ entspricht einem Flussbett mit Geröll und Unregelmäßigkeiten und stimmt als generelle Annahme mit den vorgefundenen Gegebenheiten im Flussabschnitt Gatzaue überein. Dort wurde ein Flussbett mit Substrat im Bereich von Grobkies bis zu großen Steinen und Blöcken samt lokalen sandigen Einlagerungen vorgefunden. Schließlich wurde festgestellt, dass sich dieser Wert als generelle Annahme jedenfalls in der Größenordnung der Ergebnisse der später durchgeführten Kalibierung befindet (siehe voriges Kapitel).
Der Rauheitsbeiwert $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ wird flächig für alle Berechnungsmodelle verwendet, um den statistischen Vergleich auf Geometrieeinflüsse zu beschränken.
Für diesen Teil der Untersuchungen werden die Rechennetze R1m und RKV ebenfalls mit dem Geländemodell QP02 verschnitten, um für alle Berechnungsmodelle die gleiche Grundlagengeometrie zu verwenden. Dadurch werden die in Kapitel 5.1.1 beschriebenen Abweichungen zwischen den Geländemodellen ausgeschlossen und die statistische Auswertung nicht davon beeinflusst. Die untersuchten Abweichungen entstehen somit lediglich durch die Umsetzung des vorhandenen Geländemodells auf ein numerisches Rechennetz.

5.1.3.2 Untersuchungskonzept

Mit der im Folgenden dargestellten Herangehensweise soll quantifiziert werden, welche Auswirkungen die Darstellung der Geometrie der Gewässersohle auf die Ergebnisse von hydrodynamisch-numerischen 2D-Simulationen hat.

1. Eingrenzung des Untersuchungsgebietes - Erzeugung von Netzgrenzen

2. Erstellung von Geländemodellen verschiedener Auflösung zur Abbildung der Geometrie des Untersuchungsgebietes

3. Erstellung von Berechnungsnetzen innerhalb der Netzgrenzen mit verschiedenen Methoden und Auflösungen

4. Interpolation der Geländemodelle auf die Berechnungsnetze zur Erzeugung von Höhenwerten der Berechnungsknoten - Darstellung der Geometrie im Berechnungsnetz

5. Ausführung numerischer Simulationen und Definition eines Referenzmodells

6. Interpolation der Ergebnisse der numerischen Simulationen auf einen Einheitsrasterdatensatz des Untersuchungsgebietes

7. Statistische Auswertung der Verteilung der Strömungsgrößen der Simulationsergebnisse

8. Vergleichende statistische Auswertung der Simulationsergebnisse auf Basis des definierten Referenzmodells

Vorgangsweise Interpolation auf Rasterdatensatz

Um die Berechnungsergebnisse der verschiedenen Simulationsmodelle miteinander vergleichen zu können, werden die Datensätze in ein einheitliches Format transformiert. Die Vorgangsweise dabei ist die Folgende:

1. Darstellung der Ergebnisse in xyz-Format mit x-Koordinate, y-Koordinate und z als Höhen- bzw. Ergebniswert der Simulation (z. B. Wassertiefe h)

2. Interpolation dieser Ergebnisse auf einen orthogonalen Rasterdatensatz mit einheitlicher Maschenweite 0,5 x 0,5 m

3. Statistische Auswertung der Ergebnisse der gewonnenen Rasterdatensätze

In Abbildung 5.31 ist die Vorgangsweise grafisch dargestellt.

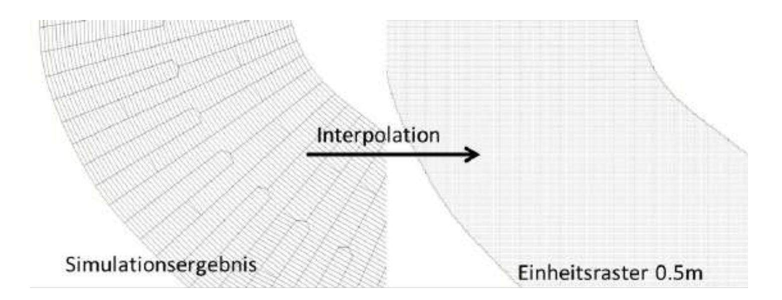


Abb. 5.31: Schematische Darstellung der Interpolation eines Simulationsergebnisses auf einen Einheitsrasterdatensatz

Diese Vorgangsweise bietet den Vorteil, dass jede Ergebnisdatei die gleiche Anzahl an Skalarwerten aufweist, die dann knotenweise ausgewertet und statistisch erfasst werden können. Bei der vergleichenden statistischen Auswertung werden die Höhe der Gewässersohle und die hydraulischen Variablen Wassertiefe h, Fließgeschwindigkeit v und die berechneten Wasserspiegellagen betrachtet. Zur Bewertung der mit der Auflösung des Simulationsmodells zusammenhängenden Abweichungen wird als Streuungsmaß die Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers E_{RMS} verwendet.

Umgang mit Randbereichen von benetzten Flächen

Vom HN 2D-Modell werden für jeden Knoten des Berechnungsnetzes die Berechnungsergebnisse der hydraulischen Variablen ausgeschrieben. Es ergibt sich die Situation, dass ein Knoten entweder benetzt oder unbenetzt ist und somit Ergebniswerte vorhanden sind oder nicht. Ein benetzter Knoten hat somit einen Wert für die Wassertiefe, die Fließgeschwindigkeit und die Wasserspiegelhöhe und ein unbenetzter Knoten besitzt für die Parameter den Wert null.
Durch die räumliche Diskretisierung entstehen dadurch entsprechend der Auflösung des Berechnungsnetzes Ungenauigkeiten im Übergangsbereich von benetzten zu unbenetzten Knoten, welche die korrekte Ausweisung der Wasseranschlagslinie beeinträchtigen.

Das Simulationsmodell Hydro_AS-2D gibt je Zeitschritt eine Wasserspiegellagen- (WSPL) und eine Wassertiefen-Datei (DEPTH) mit den Berechnungsergebnissen je Knoten aus. Für die WSPL-Datei werden im Randbereich die Wasserspiegellagen jeweils auf die ersten nicht mehr benetzten Berechnungsknoten extrapoliert, wobei Höhenwerte für die Wasserspiegellagen unterhalb der Geländehöhe entstehen. Bei Differenzbildung aus Wasserspiegel und Geländehöhe ergeben sich dadurch negative Wassertiefen. In der vom Modell ausgeschriebenen Wassertiefen-Datei (DEPTH) sind jedoch keine negativen Werte enthalten. Folglich ergeben sich Unterschiede für die Wassertiefen im Randbereich, wenn die DEPTH-Datei mit einem Datensatz verglichen wird, der die Differenzen aus Wasserspiegel und Geländehöhe (DEPTH-Diff) enthält. Ebenso ergeben sich Unterschiede, wenn die WSPL-Datei mit einem Datensatz verglichen wird, der die Summe aus der vom Modell ausgeschriebenen Wassertiefe und der Geländehöhe (WSPL-Sum) enthält.
Durch Extrapolation des Wasserspiegels auf den ersten nicht mehr benetzten Knoten kann der Anschlagspunkt bzw. die Anschlagslinie sehr genau im Schnittpunkt von Gelände und Wasserspiegel dargestellt werden. Der interpolierte Nullwert der Wassertiefen aus der DEPTH-Diff-Datei stimmt mit dem Schnittpunkt von Gelände und Wasserspiegel überein und kann zur Darstellung der Wasseranschlagslinie verwendet werden. Bei Verwendung des Nullwertes der vom Modell ausgeschriebenen Wassertiefen-Datei (DEPTH) liegt die Anschlagslinie beim ersten nicht mehr

benetzten Knoten, welcher den Wert null besitzt.

In Abbildung 5.32 sind beispielhaft Ergebnisse für den Randbereich eines Fließgewässerquerschnitts dargestellt, die diesen Sachverhalt veranschaulichen. In den oberen Diagrammen ist der Querschnitt durch ein grob aufgelöstes Rechennetz abgebildet, in den unteren Diagrammen der Querschnitt durch ein fein aufgelöstes Rechennetz desselben Querschnitts. Die Diagramme auf der linken Seite zeigen die Wassertiefen entlang des Querschnitts, die Diagramme auf der rechten Seite zeigen die zugehörigen Geländehöhen und Wasserspiegellagen. Die Werte sind jeweils an den Schnittpunkten des Querschnittes mit den Elementgrenzen abgegriffen.

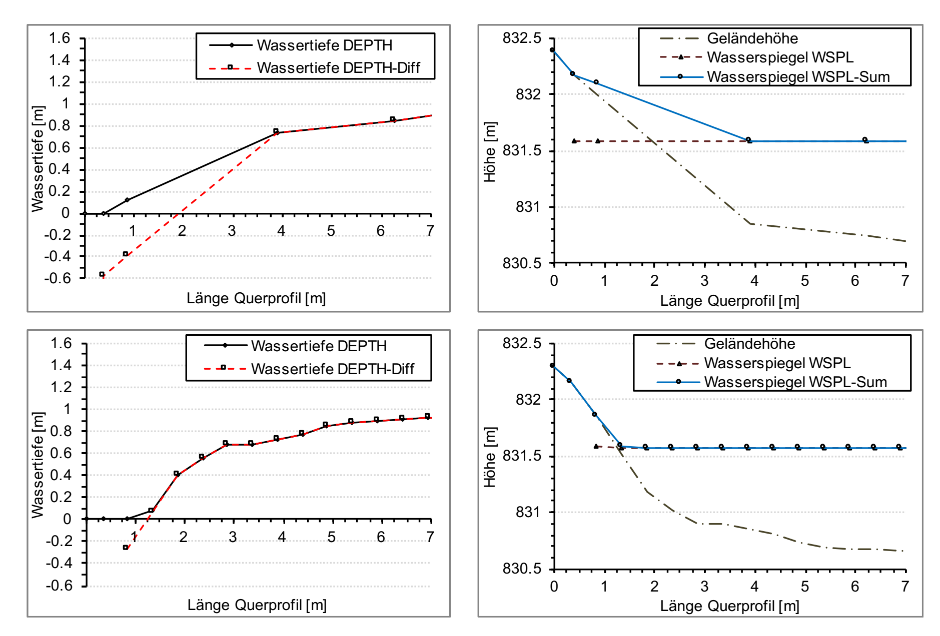


Abb. 5.32: Vergleich querschnittsbasierter Darstellungen von Simulationsergebnissen in Randbereichen von benetzten Flächen zur Veranschaulichung der korrekten Ausweisung der Wasseranschlagslinie mit Berechnungsnetzen in variierender räumlicher Auflösung, oben links: Darstellung der Wassertiefen für ein grob aufgelöstes Berechnungsnetz, oben rechts: Darstellung des Wasserspiegels und der Gewässersohle für ein grob aufgelöstes Berechnungsnetz, unten links: Darstellung der Wassertiefen für ein fein aufgelöstes Berechnungsnetz, unten rechts: Darstellung des Wasserspiegels und der Gewässersohle für ein fein aufgelöstes Berechnungsnetz

Das Diagramm oben links in Abbildung 5.32 zeigt die Fehlinterpretation der Wassertiefen bei Verwendung der original ausgeschriebenen Wassertiefen-Datei (DEPTH) in Höhe der Differenz zur Linie „DEPTH-Diff“ und der x-Achse bei Unterschreiten des Nullwertes der Linie „DEPTH-Diff“. Das Maximum ergibt sich genau im Schnittpunkt der Linie „DEPTH-Diff“ mit der x-Achse, der korrekten Wasseranschlagslinie. Das Diagramm unten links in Abbildung 5.32 zeigt den gleichen Effekt für das fein aufgelöste Berechnungsnetz, jedoch in sehr stark abgeschwächter Form. Bei grob aufgelösten Berechnungsnetzen ist dieser Effekt somit deutlich stärker ausgeprägt als bei hochaufgelösten Berechnungsnetzen. Bei Addition der Wassertiefe aus der DEPTH-Datei und der Geländehöhe je Berechnungsknoten ergibt sich die Linie „WSPL-Sum“, wobei ein unrealistischer Eindruck für den Verlauf des Wasserspiegels im Randbereich entsteht (ersichtlich in den rechten

Diagrammen in Abbildung 5.32). In den beiden oberen Diagrammen wird ersichtlich, dass der Unterschied in der Darstellung der Wasseranschlagslinie beim grob aufgelösten Berechnungsnetz annähernd 2 m horizontale Verschiebung ausmacht, während die horizontale Verschiebung beim fein aufgelösten Netz, bedingt durch die räumliche Auflösung, kleiner 0,5 m ist.

Für die Auswertung auf dem Auswerterasterdatensatz mit 0,5 m Maschenweite bedeutet dies, dass eine mehrstufige Prozedur angewendet werden muss, um alle Strömungsgrößen akkurat abzubilden. Dabei wird die Lage der Anschlagslinie als Basisinformation für weitergehende Erzeugungsschritte der Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten verwendet.

5.1.3.3 Ergebnisse für die Geländehöhen der Knoten der Berechnungsnetze

Das Geländemodell QP02 ist als Referenz definiert und wird mit sämtlichen Berechnungsnetzen verschnitten. Außerdem werden vergleichend die Geländemodelle QP20 und QP40 mit dem Berechnungsnetz E4Q-0.5x1m verschnitten, um einen Vergleich zu Geländemodellen mit deutlich niedrigerer Auflösung zu bekommen. Die Geländehöhen der entstandenen Berechnungsmodelle werden, wie in Kapitel 5.1.3.2 beschrieben, auf den Einheitsrasterdatensatz interpoliert und schließlich der E_{RMS} für alle Knoten ($n = 512404$) berechnet, wobei das Referenzmodell als Bezugsgröße dient.
In Abbildung 5.33 ist der E_{RMS} in Abhängigkeit von der Netzauflösung für die Geländehöhen der Knoten der Berechnungsnetze auf Basis von QP02 dargestellt.

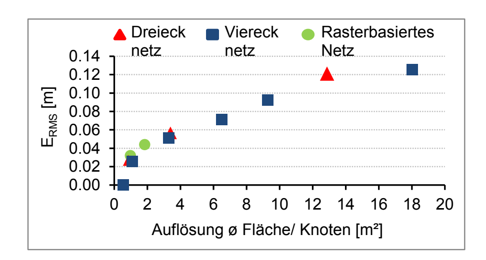


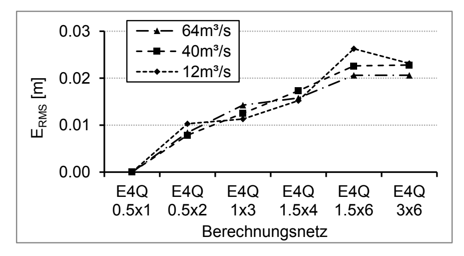
Abb. 5.33: Gatzaue - E_{RMS} Auswertung für die Höhenwerte der Knoten der Berechnungsnetze auf Basis von QP02

Insgesamt kann der E_{RMS} bei Betrachtung der Modelle auf Basis des Geländemodells QP02 als Funktion der Netzauflösung gesehen werden. Der Maximalwert ergibt sich mit 0,12 m für das Netz E4Q-3x6m (Auflösung ca. 18 m^2/Knoten). Im Vergleich dazu erhält man für das Geländemodell QP40 einen Wert von ungefähr 0,4 m und für das Geländemodell QP20 von ungefähr 0,25 m (nicht im Diagramm dargestellt).

5.1.3.4 Ergebnisse für den simulierten Wasserspiegel

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des E_{RMS} für den Wasserspiegel dargestellt. Untersucht werden die Aspekte Abflussabhängigkeit, Einfluss der Auflösung des Geländemodells, Aufbau des Berechnungsnetzes und dessen Auflösung.

In der linken Grafik von Abbildung 5.34 ist der E_{RMS} für die Vierecknetze auf Basis von QP02 für die drei Abflüsse 12 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s dargestellt. Es zeigt sich, dass der E_{RMS} nur sehr schwach vom Abfluss abhängig ist und außerdem sehr klein mit einem Maximalwert von ca. 0.02 m für das Netz E4Q-3x6m ist.
In der rechten Grafik von Abbildung 5.34 ist der E_{RMS} in Abhängigkeit vom Berechnungsnetz und des zugrundeliegenden Geländemodells (QP02, QP20, QP40) für $Q = 12\ m^3/s$ dargestellt. Für die Geländemodelle QP20 und QP40 wird untersucht, ob eine Erhöhung der Auflösung des Berechnungsnetzes einen Einfluss auf die Berechnungsergebnisse hat. Es zeigt sich jedoch, dass der E_{RMS} für die beiden Geländemodelle unabhängig von der Auflösung des Berechnungsnetzes ist. Daraus lässt sich schließen, dass eine Erhöhung der Auflösung des Berechnungsnetzes bei einem Grundlagengeländemodell mit moderater Auflösung keinen Nutzen bringt. Dies ist auch für die übrigen hydraulischen Kenngrößen zu beobachten. Der Fehlerwert für das Geländemodell QP20 liegt praktisch unabhängig vom Berechnungsnetz im Bereich von $E_{RMS} = 0{,}045$ m und der Fehlerwert für das Geländemodell QP40 im Bereich von $E_{RMS} = 0{,}1$ m.
Für das Geländemodell QP02 ergibt sich eine Abhängigkeit von der Netzauflösung. Die Datenpunkte entsprechen denjenigen im linken Diagramm für den Abfluss $Q = 12\ m^3/s$.



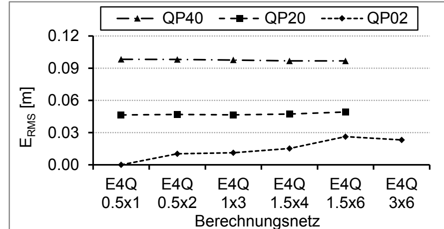
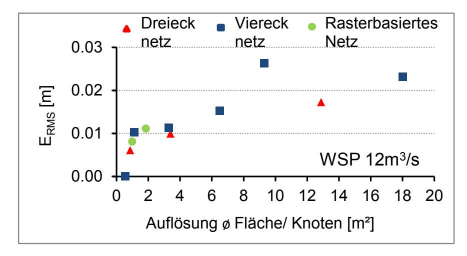


Abb. 5.34: Gatzaue - E_{RMS} Auswertung für den Wasserspiegel, links für die Vierecknetze auf Basis von QP02 für verschiedene Abflüsse, rechts für die Vierecknetze auf Basis von QP02, QP20 und QP40 für $Q = 12\ m^3/s$

In Abbildung 5.35 ist der E_{RMS} in Abhängigkeit der Netzauflösung auf Basis von QP02 für die Abflüsse 12 m^3/s (links) und 40 m^3/s (rechts) dargestellt. Für den jeweiligen Abfluss entsprechen die blauen Vierecke den Datenpunkten in der linken Grafik der Abbildung 5.34. Es zeigt sich, dass die Werte des E_{RMS} für beide Abflüsse sehr ähnlich sind und somit ebenfalls keine deutliche Abflussabhängigkeit festgestellt werden kann. Die E_{RMS} Werte für die Dreiecknetze und rasterbasierten Netze fallen beim Abfluss $Q = 40\ m^3/s$ geringfügig höher aus als die Werte für die Vierecknetze mit vergleichbarer Auflösung. Beim kleineren Abfluss ist dies nicht erkennbar. Generell sind die Fehlerwerte jedoch so klein, dass eine relevante Abhängigkeit vom Netztyp nicht erkennbar ist.



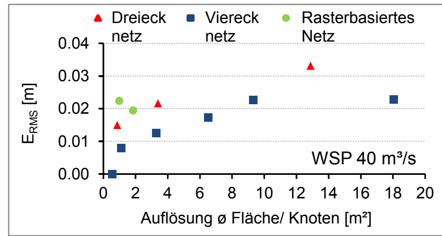


Abb. 5.35: Gatzaue - E_{RMS} Auswertung für den Wasserspiegel, links für Viereck-, Dreieck- und rasterbasierte Netze auf Basis von QP02 für Q = 12 m^3/s, rechts für Viereck-, Dreieck- und rasterbasierte Netze auf Basis von QP02 für Q = 40 m^3/s

Abbildung 5.36 zeigt vergleichend Ergebnisse der numerischen Berechnungen für die Wasserspiegellagen für den Abfluss Q = 12 m^3/s. Im linken Bild sind die Ergebnisse des Referenzmodells zu sehen. Der augenscheinlichste Unterschied zu den anderen Modellergebnissen (Berechnungsnetz E4Q-0.5x1m mit QP20 und QP40) ist, dass der Seitenarm in der ersten Hälfte des Untersuchungsgebiets im Referenzmodell im Gegensatz zu den anderen Modellen benetzt ist. Dieser Effekt kann in der statistischen Analyse der Wasserspiegellagen jedoch nicht berücksichtigt werden, da nur Differenzwerte an denjenigen Knoten gebildet werden, die bei beiden Modellen benetzt sind. Unbenetzte Knoten haben keinen Ergebniswert und können somit auch nicht erfasst werden.



Abb. 5.36: Gatzaue - Vergleich der Simulationsergebnisse des Wasserspiegels für Q = 12 m^3/s mit den Berechnungsmodellen QP02-E4Q-0.5x1m (links), QP20-E4Q-0.5x1m (Mitte) und QP40-E4Q-0.5x1m (rechts)

In Abbildung 5.37 sind beispielhaft die Wasserspiegeldifferenzen für die Abflüsse 12 m^3/s und 64 m^3/s zwischen dem Modell QP02-E4Q-3x6m und dem Referenzmodell dargestellt. Die Differenzen bewegen sich für beide Abflüsse hauptsächlich im Bereich von ± 0,05 m mit einem E_{RMS} $\simeq$ 0,02 m. Insgesamt sind somit die mittleren Abweichungen sehr ähnlich, lediglich die räumliche

Verteilung unterscheidet sich abhängig vom Abfluss.

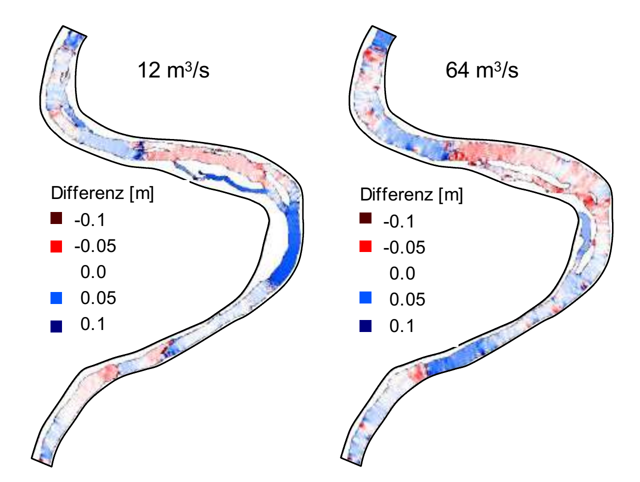


Abb. 5.37: Gatzaue - Darstellung der Wasserspiegeldifferenzen zwischen Referenzmodell QP02-E4Q-0.5x1m und Modell QP02-E4Q-3x6m für $Q = 12\ m^3/s$ (links) und $Q = 64\ m^3/s$ (rechts)

5.1.3.5 Ergebnisse für die simulierten Wassertiefen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des E_{RMS} für die Wassertiefen dargestellt. Untersucht werden wiederum die Aspekte Abflussabhängigkeit, Einfluss der Auflösung des Geländemodells, Aufbau des Berechnungsnetzes und dessen Auflösung. Bei der statistischen Auswertung werden alle, bei mindestens einem Simulationsmodell benetzten Knoten verwendet. Der Effekt, dass beispielweise der Seitenarm im Referenzmodell benetzt ist und in anderen Modellen nicht, wird auf diese Weise berücksichtigt, was eine gesamtheitlichere Betrachtung im Vergleich zu den Wasserspiegellagen ermöglicht.
In der linken Grafik der Abbildung 5.38 ist der berechnete E_{RMS} für die Vierecknetze auf Basis von QP02 für die drei Abflüsse $12\ m^3/s$, $40\ m^3/s$ und $64\ m^3/s$ dargestellt. Es zeigt sich, dass der E_{RMS} im Vergleich zu den Wasserspiegellagen eine etwas eindeutigere Abhängigkeit vom Abfluss hat. Der E_{RMS} Wert ist absolut gesehen auch deutlich größer mit bis zu 0,1 m beim Abfluss von $64\ m^3/s$. In der rechten Grafik der Abbildung 5.38 ist der berechnete E_{RMS} für die Geländemodelle QP02, QP20 und QP40 für den Abfluss $Q = 12\ m^3/s$ dargestellt. Es lässt sich folgern, dass der E_{RMS} vom Abfluss und der Auflösung des Berechnungsnetzes oder des Geländemodells abhängig ist und mit sinkender Auflösung und steigendem Abfluss größer wird.

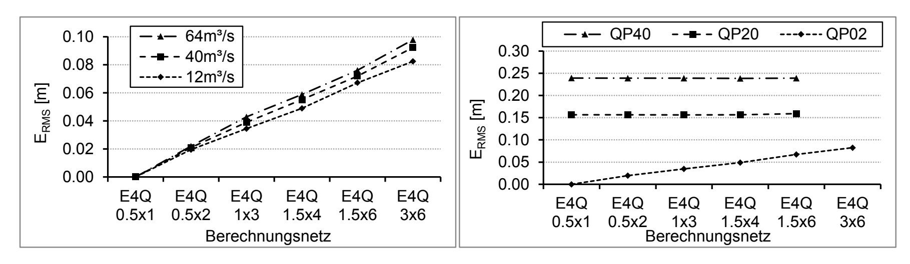


Abb. 5.38: Gatzaue - E_{RMS} Auswertung für die lokalen Wassertiefen, links für die Vierecknetze auf Basis von QP02 für verschiedene Abflüsse, rechts für die Vierecknetze auf Basis von QP02, QP20 und QP40 für Q = 12 m^3/s

In Abbildung 5.39 sind die E_{RMS} Werte in Abhängigkeit der Netzauflösung auf Basis von QP02 für die Abflüsse 12 m^3/s (links) und 64 m^3/s (rechts) dargestellt. Die blauen Vierecke entsprechen den Datenpunkten in der linken Grafik der Abbildung 5.39 für den jeweiligen Abfluss. Es zeigt sich, dass die E_{RMS} Werte für die Dreiecknetze sehr genau zu den Werten der Vierecknetze mit vergleichbarer Auflösung passen, die Werte für die rasterbasierten Netze fallen minimal höher aus. Dies gilt für alle Abflüsse. Generell kann festgehalten werden, dass eine relevante Abhängigkeit vom Netztyp jedoch nicht erkennbar ist.

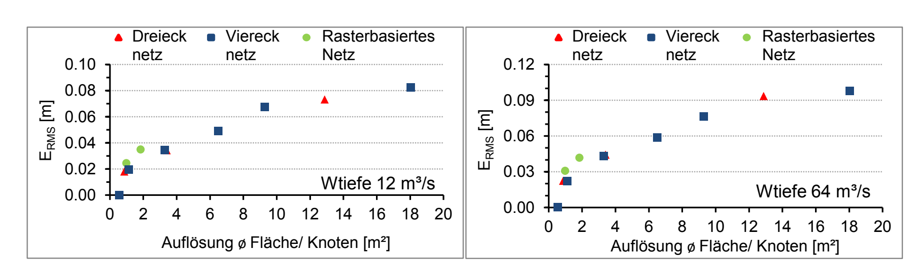


Abb. 5.39: Gatzaue - E_{RMS} Auswertung für die lokalen Wassertiefen, links für Viereck-, Dreieck- und rasterbasierte Netze auf Basis von QP02 für Q = 12 m^3/s, rechts für Viereck-, Dreieck- und rasterbasierte Netze auf Basis von QP02 für Q = 64 m^3/s

Die Berechnung der lokalen Wassertiefen reagiert generell sensibler gegenüber der Auflösung des Berechnungsnetzes als die Berechnung des Wasserspiegels, da die berechneten E_{RMS} Werte insgesamt höher liegen. Der absolute Fehler ist abflussabhängig mit größerem Fehler bei größerem Abfluss. Die mittleren Wassertiefen des Referenzmodells für die Abflüsse 12 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s sind 0,54 m, 0,85 m und 1,07 m, somit nimmt der relative Fehler abflussabhängig jedoch ab.

Abbildung 5.40 zeigt Simulationsergebnisse für die berechneten Wassertiefenverteilungen für den Abfluss von 40 m^3/s. Ganz oben ist das Ergebnis für das Referenzmodell dargestellt. Es ist charakterisiert durch eine fein aufgelöste Verteilung von großen und kleinen Wassertiefen, speziell auch in den Randbereichen. Ganz unten sind Ergebnisse für die Geländemodelle QP20 und QP40 dargestellt, der Unterschied zum Referenzmodell ist offensichtlich erkennbar. Bei den restlichen Ergebnissen sind die Unterschiede zum Referenzmodell hingegen nicht so stark ausgeprägt. Für das Modell QP02-E4Q-3x6m mit einer Auflösung von ca. 18 m^2/Knoten ähnelt die Verteilung

der Wassertiefen dem Referenzmodell noch sehr. Es entsteht lediglich ein leicht verschmierter Eindruck im Vergleich zum Referenzmodell.

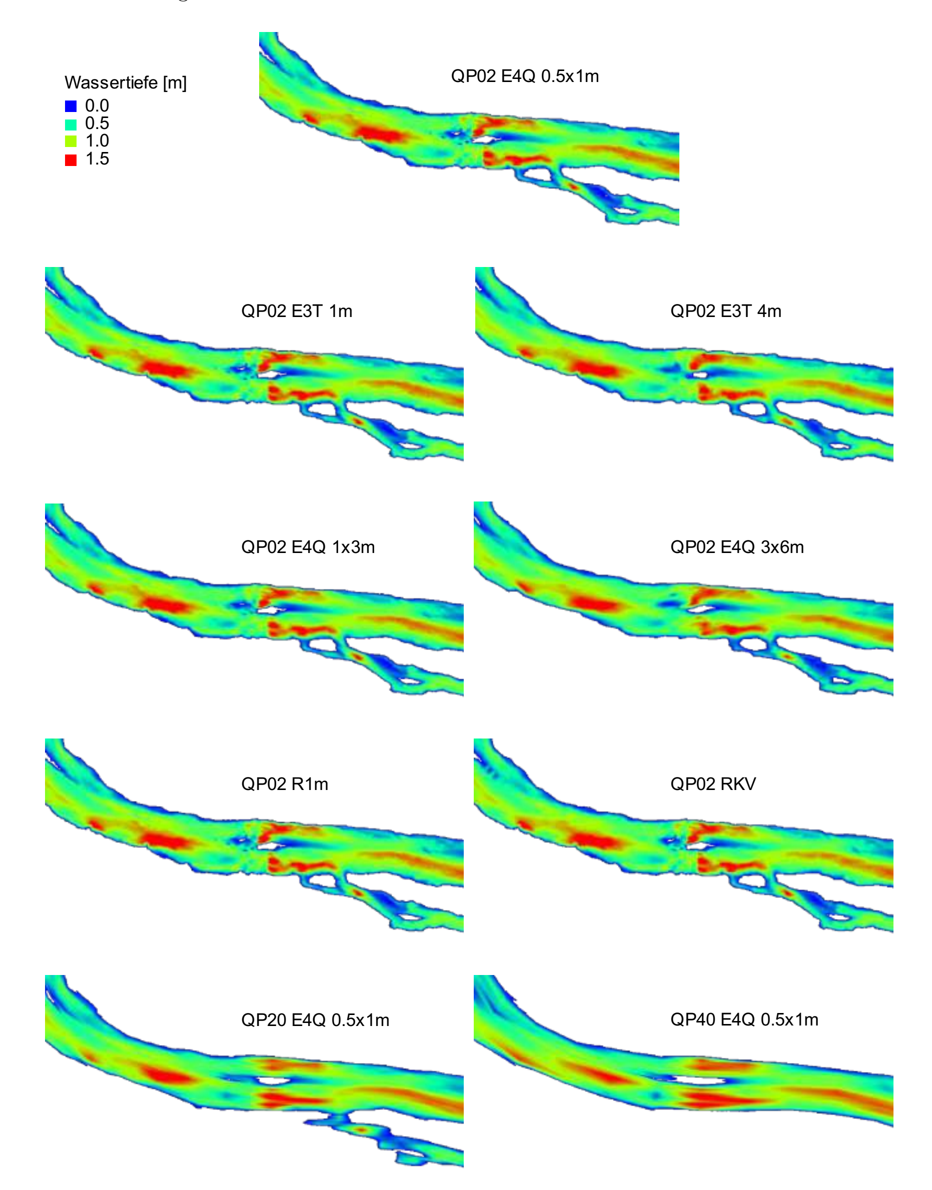


Abb. 5.40: Gatzaue - Vergleich der berechneten Wassertiefen bei Q = 40 m^3/s unter Verwendung verschiedener Berechnungsnetze und Geländemodelle für einen Ausschnitt des Modellgebietes

5.1.3.6 Ergebnisse für die simulierten Fließgeschwindigkeiten

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des E_{RMS} für die Fließgeschwindigkeiten dargestellt. Die Größe der Fließgeschwindigkeit berechnet sich als Resultierende der beiden Geschwindigkeitskomponenten in x- und y-Richtung und kann als Geschwindigkeitsmagnitude bezeichnet werden. In dieser Arbeit wird die Geschwindigkeitsmagnitude als Fließgeschwindigkeit bezeichnet. Untersucht werden die Aspekte Abflussabhängigkeit, Einfluss der Auflösung des Geländemodells, Aufbau des Berechnungsnetzes und dessen Auflösung. Bei der statistischen Auswertung werden analog zu den Wassertiefen alle Knoten zur Differenzbildung verwendet, die bei mindestens einem Simulationsmodell benetzt sind.
In der linken Grafik der Abbildung 5.41 ist der berechnete E_{RMS} für die Vierecknetze auf Basis von QP02 für die drei Abflüsse 12 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s dargestellt. Es zeigt sich, dass der Fehler E_{RMS} für die Fließgeschwindigkeiten eine ähnliche Abhängigkeit vom Abfluss hat wie für die Wassertiefen. In der rechten Grafik der Abbildung 5.41 ist der berechnete E_{RMS} für die Geländemodelle QP02, QP20 und QP40 für den Abfluss Q = 12 m^3/s dargestellt. Es lässt sich analog zu den Wassertiefen folgern, dass der E_{RMS} vom Abfluss und der Auflösung des Berechnungsnetzes oder des Geländemodells abhängig ist und mit sinkender Auflösung und steigendem Abfluss größer wird.

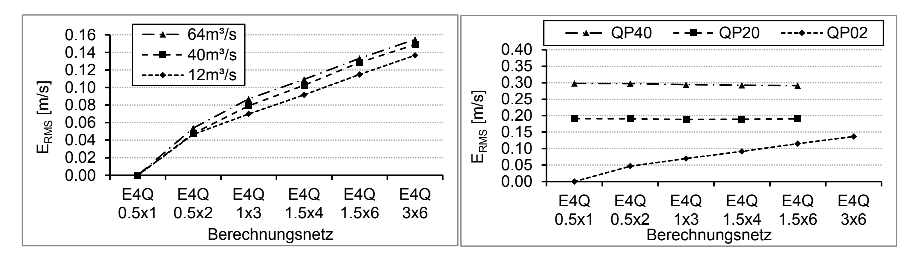


Abb. 5.41: Gatzaue - E_{RMS} Auswertung für die lokalen Fließgeschwindigkeiten, links für die Vierecknetze auf Basis von QP02 für verschiedene Abflüsse, rechts für die Vierecknetze auf Basis von QP02, QP20 und QP40 für Q = 12 m^3/s

In Abbildung 5.42 ist der E_{RMS} in Abhängigkeit der Netzauflösung auf Basis von QP02 für die Abflüsse 12 m^3/s (links) und 64 m^3/s (rechts) dargestellt. Die blauen Vierecke entsprechen den Datenpunkten in der linken Grafik der Abbildung 5.39 für den jeweiligen Abfluss. Es zeigt sich, dass die E_{RMS} Werte für die Dreiecknetze und rasterbasierten Netze etwas höher sind als die Werte der Vierecknetze mit vergleichbarer Auflösung. Dies gilt für alle Abflüsse. Generell kann jedoch festgehalten werden, dass die Abhängigkeit vom Netztyp gering ist.

Die Berechnung der lokalen Fließgeschwindigkeiten reagiert, ähnlich den Wassertiefen, generell sensibler gegenüber der Auflösung des Berechnungsnetzes als die Berechnung des Wasserspiegels. Der absolute Fehler ist abflussabhängig mit größerem Fehler bei größerem Abfluss. Die mittleren Wassertiefen des Referenzmodells für die Abflüsse 12 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s sind 0,58 m/s, 0,96 m/s und 1,16 m/s, somit nimmt der relative Fehler analog zu den Wassertiefen abflussabhängig jedoch ab.

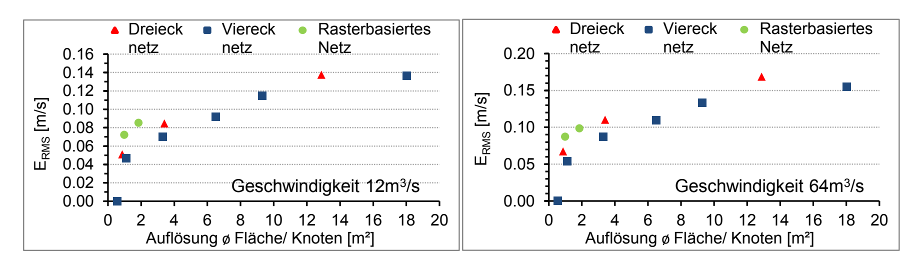


Abb. 5.42: Gatzaue - E_{RMS} Auswertung für die lokalen Fließgeschwindigkeiten, links für Viereck-, Dreieck- und rasterbasierte Netze auf Basis von QP02 für Q = 12 m^3/s, rechts für Viereck-, Dreieck- und rasterbasierte Netze auf Basis von QP02 für Q = 64 m^3/s

Abbildung 5.43 zeigt Simulationsergebnisse für die berechneten Fließgeschwindigkeiten für den Abfluss Q = 40 m^3/s. Das Ergebnis für das Referenzmodell (linkes Bild) ist charakterisiert durch eine fein aufgelöste Verteilung von großen und kleinen Fließgeschwindigkeiten, speziell auch in den Randbereichen. Der Seitenarm im oberen Teil des Untersuchungsgebietes ist benetzt im Gegensatz zu der Simulation auf Basis des Geländemodells QP40 (rechtes Bild). Unterstrom des Seitenarms liegt ein Bereich mit einem stehenden Gewässer, das bei Hochwasser gefüllt wird und dann nicht mehr abfließen kann. Dieser Bereich wird - realistischerweise - im Referenzmodell von unterstrom geflutet und besitzt sehr geringe Fließgeschwindigkeiten. Im Modell QP40 (rechte Abbildung) wird das Gelände derart verschmiert, dass es zu einer Flutung dieses Bereiches von oberstrom kommt, was aber in der Realität nicht der Fall ist.

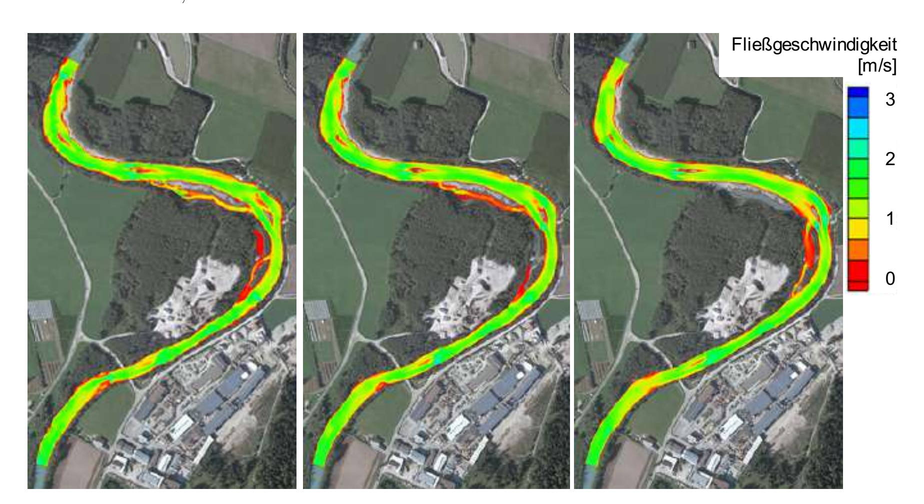


Abb. 5.43: Gatzaue - Vergleich der Simulationsergebnisse der Fließgeschwindigkeiten für Q = 40 m^3/s mit den Berechnungsmodellen QP02-E4Q-0.5x1m (links), QP20-E4Q-0.5x1m (Mitte) und QP40-E4Q-0.5x1m (rechts)

Abbildung 5.44 zeigt die Vektoren der Fließgeschwindigkeit für einen ausgewählten Abschnitt im Bereich der Gatzaue für die Simulationsergebnisse des Berechnungsnetzes E4Q-0.5x1m auf Basis der Querprofildatensätze QP02, QP20 und QP40 für den Abfluss Q =12 m^3/s. Das Referenzmo-

dell (QP02-E4Q-0.5x1m) gibt die Rückstromzonen und Horizontalwirbelstrukturen gemäß dem zugrunde gelegten Orthofoto realistisch wieder. Der Abfluss zum Zeitpunkt der Aufnahme des Orthofotos ist nicht bekannt. Jedoch kann durch Vergleich der benetzten Flächen von einer guten Übereinstimmung mit dem simulierten Abfluss ausgegangen werden. Die Simulationsergebnisse der beiden anderen Modelle (basierend auf QP20 und QP40) zeigen, dass diese hydraulischen Strukturen in den Berechnungsnetzen nur mehr gering (QP20) bis gar nicht mehr (QP40) abgebildet werden.

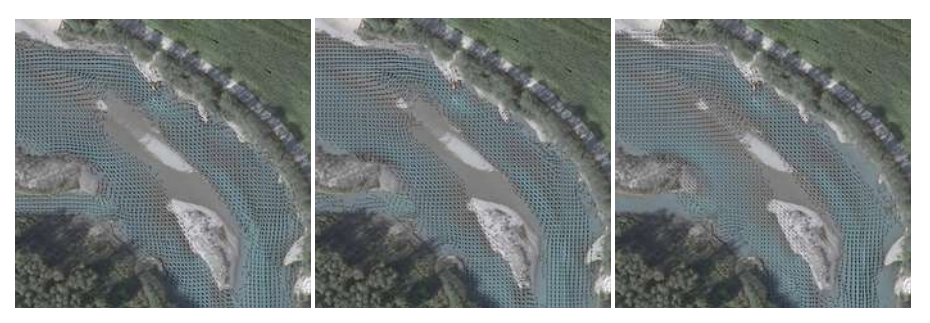


Abb. 5.44: Gatzaue - Vergleich von simulierten Fließgeschwindigkeitsvektoren für Q = 12 m^3/s - Ergebnisse für die Berechnungsmodelle QP02-E4Q-0.5x1m (links), QP20-E4Q-0.5x1m (Mitte) und QP40-E4Q-0.5x1m (rechts)

5.1.3.7 Zusammenfassung der vergleichenden Untersuchungen

Ziel des Kapitels 5.1.3 ist, eine Übersicht zu erarbeiten, inwieweit die Berechnung der lokalen Strömungsvariablen von der räumlichen Auflösung des zugrundeliegenden Berechnungsmodells beeinflusst ist. Dazu wurden Berechnungsnetze und Geländemodelle in unterschiedlicher Auflösung untereinander verschnitten und HN 2D-Berechnungen mit variablen Abflüssen durchgeführt. Basierend auf dem Referenzmodell QP02-E4Q-0.5x1m wurden sodann mittlere Abweichungen der berechneten Strömungsvariabeln ermittelt. In Tabelle 5.4 sind die ermittelten mittleren Abweichungen E_{RMS} gesammelt dargestellt.
Die Berechnung aller Strömungsvariablen hängt von der Auflösung des zugrundeliegenden Geländemodells und des Berechnungsnetzes ab, wobei für die Basisvariablen Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit eine deutlich größere Abhängigkeit als für die daraus abgeleitete Variable Wasserspiegelhöhe zu beobachten ist.

Tab. 5.4: Gatzaue - Übersicht der ermittelten E_{RMS}-Werte für die Berechnungsmodelle mit Vierecknetzen bezogen auf das Referenzmodell QP02-E4Q-0.5x1m

Modell	**E_{RMS} Wasserspiegel [m]**	**E_{RMS} Wassertiefe [m]**	**E_{RMS} Fließgeschwindigkeit [m/s]**	**Abfluss [m^3/s]**
QP02-E4Q-0.5x1m	0,0	0,0	0,0	
QP02-E4Q-0.5x2m	0,010	0,020	0,047	
QP02-E4Q-1x3m	0,011	0,034	0,070	
QP02-E4Q-1.5x4m	0,015	0,049	0,092	12
QP02-E4Q-1.5x6m	0,026	0,067	0,115	
QP02-E4Q-3x6m	0,023	0,082	0,137	
QP20-E4Q-0.5x1m	0,046	0,156	0,191	
QP40-E4Q-0.5x1m	0,098	0,239	0,298	
QP02-E4Q-0.5x1m	0,0	0,0	0,0	
QP02-E4Q-0.5x2m	0,008	0,021	0,048	
QP02-E4Q-1x3m	0,013	0,039	0,079	
QP02-E4Q-1.5x4m	0,017	0,055	0,103	40
QP02-E4Q-1.5x6m	0,023	0,072	0,128	
QP02-E4Q-3x6m	0,023	0,092	0,149	
QP20-E4Q-0.5x1m	0,050	0,176	0,236	
QP40-E4Q-0.5x1m	0,113	0,301	0,348	
QP02-E4Q-0.5x1m	0,0	0,0	0,0	
QP02-E4Q-0.5x2m	0,008	0,022	0,054	
QP02-E4Q-1x3m	0,014	0,043	0,087	
QP02-E4Q-1.5x4m	0,016	0,059	0,109	64
QP02-E4Q-1.5x6m	0,021	0,076	0,133	
QP02-E4Q-3x6m	0,021	0,098	0,155	
QP20-E4Q-0.5x1m	0,052	0,192	0,242	
QP40-E4Q-0.5x1m	0,088	0,337	0,373	

Die Berechnung des Wasserspiegels hängt nur geringfügig von der Auflösung des zugrundeliegenden Geländemodells und des Berechnungsnetzes ab. Der Maximalwert des E_{RMS} als Maß für die Streuung um den Referenzwert für das Geländemodell QP40 ist relativ klein und liegt bei ungefähr 11 cm. Alle anderen Werte liegen deutlich darunter. Bei Betrachtung des Wasserspiegels ergibt sich auch keine eindeutige Abhängigkeit vom Abfluss. Der E_{RMS} für die Wassertiefen ist im Vergleich dazu um den Faktor 2 bis 4 deutlich größer. Bei den Wassertiefen ist im Gegensatz zum Wasserspiegel auch eine Abhängigkeit vom Abfluss erkennbar, wobei höhere Abflüsse zu höheren Werten des E_{RMS} führen. Das bedeutet, dass mit höherem Abfluss der Fehler in der Berechnung der lokalen Wassertiefe im Vergleich zum Referenzmodell größer wird.
Der Unterschied bei den Fehlerwerten für den Wasserspiegel und die Wassertiefen kann folgendermaßen erklärt werden. Zur Berechnung des Wasserspiegels ist das durch das Geländemodell vorgegebene Volumen im Fließquerschnitt und die Fließgeschwindigkeit maßgeblich. In Abbildung 5.45 ist eine Prinzipskizze dargestellt, die den Fließquerschnitt für ein grob aufgelöstes (NG) und ein fein aufgelöstes (NF) Berechnungsnetz vergleicht. In rot sind die Gewässersohle und das zugehörige Volumen im Fließquerschnitt für das fein aufgelöste Berechnungsnetz dargestellt, in schwarz und grau die Gewässersohle und das zugehörige Volumen im Fließquerschnitt für das grob aufgelöste Berechnungsnetz. Durch die Ungenauigkeiten im Geländemodell NG werden die Sohlhöhen zum Teil unter- und zum Teil überschätzt im Vergleich zum Geländemodell NF. Folglich ergeben sich teilweise zu große und teilweise zu kleine Wassertiefen. Durch das Über-

schreiten und Unterschreiten der lokalen Wassertiefen bleibt das Volumen im Fließquerschnitt für beide Modelle jedoch relativ konstant. Dadurch, dass das Volumen im Fließquerschnitt für beide Modelle ähnlich ist, ergeben sich auch für den Wasserspiegel lediglich kleine Unterschiede. In der Abbildung wird zur Veranschaulichung an drei ausgesuchten Punkten die Wassertiefe h verglichen. Es ergeben sich die Fälle, dass die Wassertiefe des grob aufgelösten Modells (h_{NG}) die Wassertiefe des fein aufgelösten Modells (h_{NF}) überschreitet, unterschreitet und einmal beide Wassertiefen annähernd gleich sind. Dies führt in der Folge dazu, dass die Abweichungen in der Berechnung der lokalen Wassertiefen größer ausfallen als die Abweichungen in der Berechnung des Wasserspiegels.

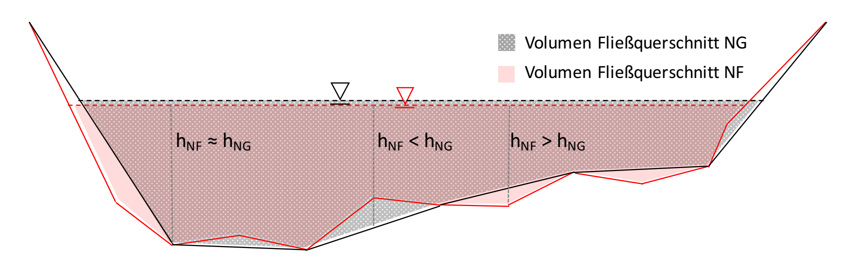


Abb. 5.45: Prinzipskizze zum Vergleich eines Fließquerschnittes für ein fein aufgelöstes und ein grob aufgelöstes Berechnungsnetz mit Darstellung der zugehörigen Volumen und der lokalen Wassertiefen

Die Darstellung des Wasserspiegels in der Simulation hat Bedeutung für die Kalibrierung des Modells, da, wie in Kapitel 5.1.2 beschrieben, die berechneten mit den gemessenen Wasserspiegelhöhen abgeglichen werden. Das bedeutet, dass der Fehler in der Geländedarstellung bei der Kalibrierung durch Anpassung des Rauheitsbeiwertes ausgeglichen werden muss. Dies hat in weiterer Folge Auswirkungen auf die Darstellung der Fließgeschwindigkeiten.
Der maximale Fehler E_{RMS} für das Modell QP02-E4Q-3x6m ist mit 0,023 m (2,3 cm) sehr gering und befindet sich im Bereich der Messgenauigkeit. Die Auswirkungen auf die Kalibrierung des Modells sind somit von untergeordneter Bedeutung. Die Maximalwerte des E_{RMS} für die Geländemodelle QP20 und QP40 betragen 0,052 bzw. 0,113 m. Diese Werte sind ebenfalls noch in einer Größenordnung, die eine physikalisch plausible Kalibrierung des Modells zulassen. Es lässt sich aus diesen Werten schließen, dass der Verlauf des Wasserspiegels mit einem grob aufgelösten Geländemodell gut nachvollzogen werden kann. Dies ist für Fragestellungen beispielsweise im Zusammenhang mit der Abflusskapazität im Hochwasserfall von Bedeutung.
Für die Habitatmodellierung wird die lokale Wassertiefe benötigt. Diese ist jedoch wesentlich fehlerbehafteter bei Ausdünnung des Geländemodells und des Berechnungsnetzes als die Darstellung des Wasserspiegels. Die Werte des E_{RMS} für das Modell QP02-E4Q-3x6m betragen abflussabhängig 0,082 - 0,098 m. Es kann davon ausgegangen werden, dass dies noch im Bereich der Darstellungsmöglichkeiten des Habitatmodells liegt. Wenn der Fehler allerdings größer wird, kann angenommen werden, dass dies negative Auswirkungen auf die korrekte Ausweisung der Habitatqualität besitzt. Dies wird in Kapitel 5.1.5 detailliert untersucht. Bei Verwendung der Geländemodelle QP20 und QP40 ergeben sich abflussabhängig mittlere Abweichungen im Bereich von 0,16 bis 0,34 m.
Für die Darstellung der tiefengemittelten lokalen Fließgeschwindigkeiten, wie sie ebenfalls bei der Habitatmodellierung benötigt wird, ergeben sich Maximalwerte des E_{RMS} für das Modell QP02-E4Q-3x6m im Bereich von 0,15 m/s. Dieser Wert befindet sich im Bereich der Messgenauigkeit und Berechnung von tiefengemittelten Fließgeschwindigkeiten in Fließgewässern (Wörndl, 2018 [73]). Die Maximalwerte des E_{RMS} für die Geländemodelle QP20 und QP40 betragen 0,24 m/s

und 0,37 m/s. Die mittleren Fließgeschwindigkeiten im betrachteten Gewässerabschnitt betragen 0,6 m/s, 0,98 m/s und 1,18 m/s für die Abflüsse Q = 12 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s.

Ingesamt kann festgehalten werden, dass die berechneten mittleren Abweichungen für das Modell QP02-E4Q-3x6m für die drei betrachteten hydraulischen Variablen noch im Bereich der Messgenauigkeit liegen. Die maximalen Abweichungen wurden in diesem Kontext nicht betrachtet und können zum Teil deutlich über den angegebenen Werten liegen. Somit können sehr lokal auch starke Abweichungen zum Referenzmodell entstehen. Beim betrachteten Gewässerabschnitt handelt es sich um einen sehr naturnahen Bereich eines kiesigen inneralpinen Flusses mit relativ sanften Geländeformen. In stärker überformten, künstlich ausgebauten Gewässerbereichen mit stärker ausgeprägten Geländeformen können die Abweichungen auch größer ausfallen. Dies gilt ebenfalls für steilere Gewässerabschnitte mit gröberer Kornzusammensetzung und stärker gegliederten Geländeformen im Gewässerlängsschnitt.

Für das Geländemodell mit der höchsten Auflösung (QP02) spielt die Überführung in ein Berechnungsnetz eine Rolle, da bei Verminderung der Auflösung des Berechnungsnetzes die Informationen aus dem Geländemodell nicht mehr in ausreichendem Maße abgebildet werden.
Bei den Geländemodellen QP20 und QP40 ist der E_{RMS} für alle Variablen relativ konstant mit der Auflösung des Berechnungsnetzes. Die Auflösung der Geländemodelle ist niedriger als diejenigen der Berechnungsnetze und damit bringt eine höhere Auflösung des Berechnungsnetzes keine geometrische Mehrinformation des Geländes und der Gewässersohle und hat auch keine Auswirkungen auf die numerische Lösung.

5.1.4 Vergleich der Ergebnisse für Hydro_AS-2D und BASEMENT

Alternativ zum Simulationsmodell Hydro_AS-2D wurden hydrodynamisch-numerische Berechnungen mit dem Softwarepaket BASEMENT-Baseplane durchgeführt. Das Format der Berechnungsnetze ist bei beiden Simulationsmodellen gleich. Somit können Berechnungsnetze für beide Modelle ohne Anpassungen genutzt werden. Lediglich das Anbringen von Randbedingungen wie beispielsweise Rauheitsbeiwerte oder Zufluss- und Auslaufrandbedingungen wird bei beiden Modellen auf etwas unterschiedliche Art und Weise bewerkstelligt. Die Nutzung der gleichen Berechnungsnetze, somit der gleichen Diskretisierung des Raumes, vereinfacht einen direkten Vergleich der beiden Simulationsmodelle.
Analog zu den vergleichenden Untersuchungen mit Hydro_AS-2D im vorhergehenden Kapitel, werden in diesem Kapitel lediglich die unkalibrierten Berechnungsmodelle mit dem flächigen Rauheitsbeiwert $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ verwendet.
Im Folgenden sind Vergleiche der Berechnungsergebnisse für das Untersuchungsgebiet der Gatzaue für die Abflüsse 25 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s dargestellt, sowohl flächig als auch anhand von ausgewählten Querprofilen. In Abbildung 5.46 ist eine Übersicht der verwendeten Querprofile zu sehen.

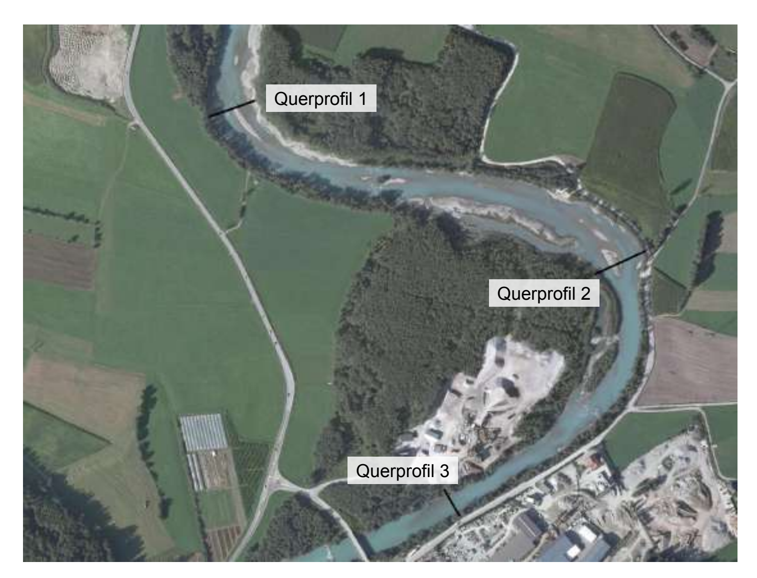


Abb. 5.46: Gatzaue - Übersicht der verwendeten Querprofile zum Vergleich der Berechnungsergebnisse von Hydro_AS-2D und BASEMENT-Baseplane

Die Berechnungsergebnisse von Netzen mit unterschiedlicher Auflösung werden miteinander verglichen, angefangen beim Referenzmodell mit der höchsten Auflösung bis zum Berechnungsnetz QP02-E4Q-3x6m als niedrigste Auflösung. In Abbildung 5.47 sind beispielhaft Wasserspiegeldifferenzen zwischen den Berechnungsergebnissen für den Abfluss $Q = 64\ m^3/s$ dargestellt. Die linke Abbildung zeigt die Wasserspiegeldifferenzen $WSP_{Hydro_AS\text{-}2D}$ - $WSP_{BASEMENT}$ für das Referenzmodell, die rechte Abbildung zeigt die Wasserspiegeldifferenzen $WSP_{Hydro_AS\text{-}2D}$ - $WSP_{BASEMENT}$ für das Modell QP02-E4Q-3x6m. Die Differenzen für das Referenzmodell sind deutlich geringer.

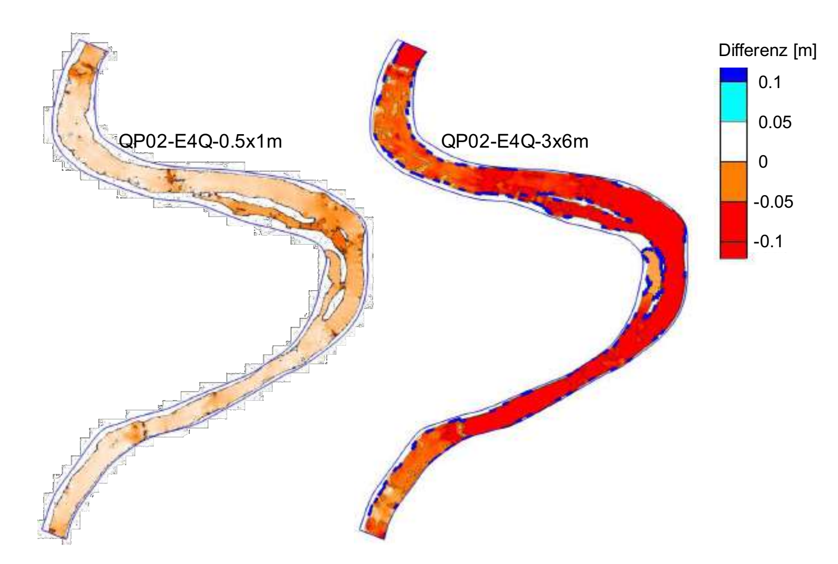


Abb. 5.47: Gatzaue - Darstellung der Differenzen der Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel zwischen Hydro_AS-2D und BASEMENT-Baseplane für Q = 64 m^3/s - links für das Referenzmodell QP02-E4Q-0.5x1m und rechts für das Modell QP02-E4Q-3x6m

In Tabelle 5.5 sind die Mittelwerte der Abweichungen zwischen den Berechnungsergebnissen für den Wasserspiegel für die Abflüsse 25 m^3/s und 64 m^3/s zusammengefasst. Zur Berechnung werden knotenweise die Differenzen der Werte der beiden Berechnungsergebnisse gebildet und statistisch erfasst. Insgesamt ergeben sich für den Abfluss Q = 25 m^3/s etwas kleinere Abweichungen als für den Abfluss Q = 64 m^3/s. Die Tendenzen gehen jedoch in die gleiche Richtung. Die geringsten Abweichungen erhält man bei hohen Netzauflösungen kombiniert mit verringerter Auflösung des zugrunde gelegten Geländemodells.

Tab. 5.5: Vergleich der mittleren Abweichungen zwischen den Berechnungsergebnissen des Wasserspiegels von Hydro_AS-2D und BASEMENT-Baseplane für Modelle mit variierender Auflösung

Abfluss	**statistische Größe**	**QP02 E4Q 0.5x1m**	**QP02 E4Q 1x3m**	**QP02 E4Q 3x6m**	**QP20 E4Q 0.5x1m**	**QP40 E4Q 0.5x1m**
25 m^3/s	Mittelwert Abweichung [m]	-0,012	-0,030	-0,061	-0,005	-0,003
	Standardabweichung [m]	0,010	0,020	0,034	0,007	0,008
64 m^3/s	Mittelwert Abweichung [m]	-0,021	-0,053	-0,101	-0,006	-0,004
	Standardabweichung [m]	0,013	0,028	0,042	0,008	0,009

Zwei Effekte können anhand dieser Ergebnisse gesehen werden. Zum einen steigt der Mittelwert der Abweichung und die Standardabweichung bei Verringerung der Auflösung des Berechnungsnetzes bei hoher Auflösung der Grundlagengeometrie (QP02). Zum anderen ergeben sich die kleinsten mittleren Abweichungen und Standardabweichungen bei den Berechnungsnetzen mit höchster Auflösung und geringer Auflösung der zugrundeliegenden Gewässergeometrie. Die geringsten Abweichungen zwischen den beiden Softwarepaketen entstehen bei vereinfachter Geome-

trie in Kombination mit hoher Auflösung des Berechnungsnetzes. Bei Verringerung der Auflösung des Berechnungsnetzes erhöhen sich die Abweichungen stärker. Die Auflösung der zugrundeliegenden Geometrie scheint eine untergeordnete Rolle zu spielen.

In den Abbildungen 5.48 bis 5.56 sind für drei ausgewählte Querprofile die Ergebnisse zur weiteren Veranschaulichung dargestellt.

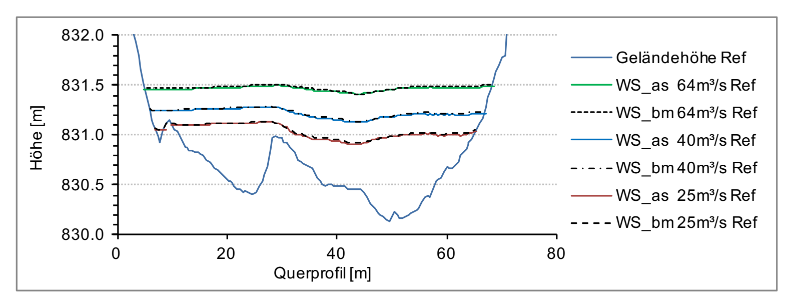


Abb. 5.48: Vergleich der mit Hydro_AS-2D und BASEMENT-Baseplane erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell - Querprofil 1

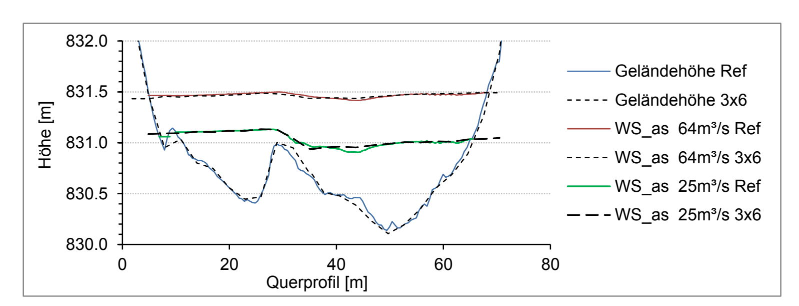


Abb. 5.49: Vergleich der mit Hydro_AS-2D erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell und das Modell QP02-E4Q-3x6m - Querprofil 1

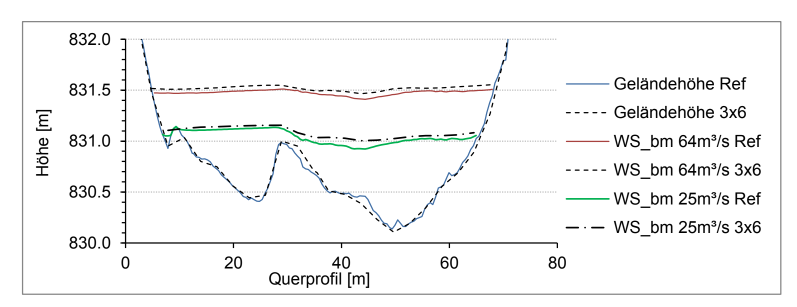


Abb. 5.50: Vergleich der mit BASEMENT-Baseplane erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell und das Modell QP02-E4Q-3x6m - Querprofil 1

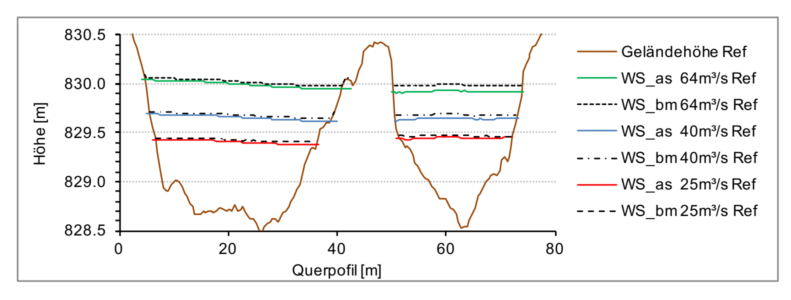


Abb. 5.51: Vergleich der mit Hydro_AS-2D und BASEMENT-Baseplane erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell - Querprofil 2

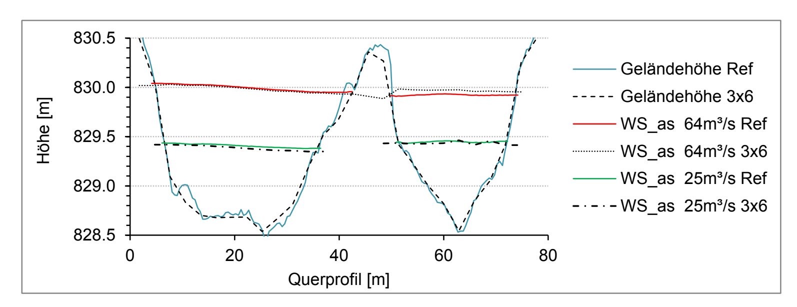


Abb. 5.52: Vergleich der mit Hydro_AS-2D erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell und das Modell QP02-E4Q-3x6m - Querprofil 2

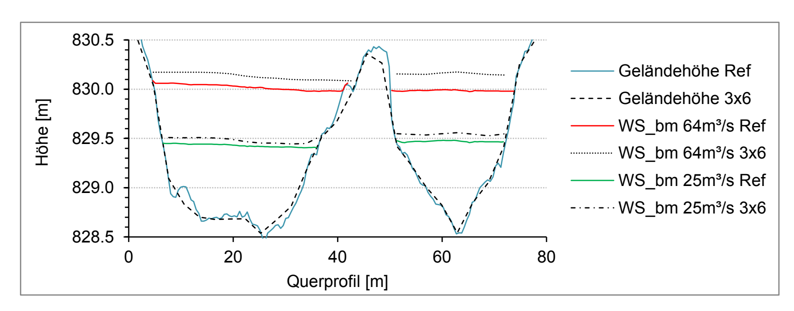


Abb. 5.53: Vergleich der mit BASEMENT-Baseplane erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell und das Modell QP02-E4Q-3x6m - Querprofil 2

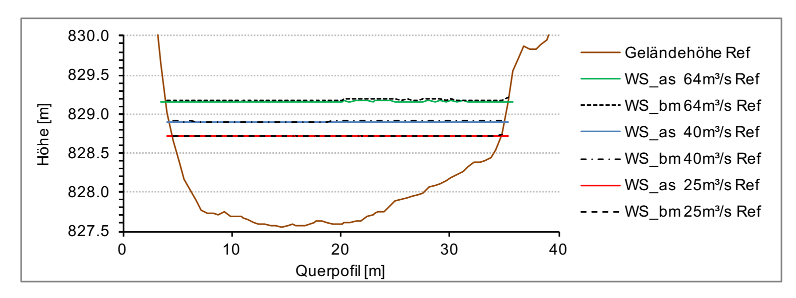


Abb. 5.54: Vergleich der mit Hydro_AS-2D und BASEMENT-Baseplane erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell - Querprofil 3

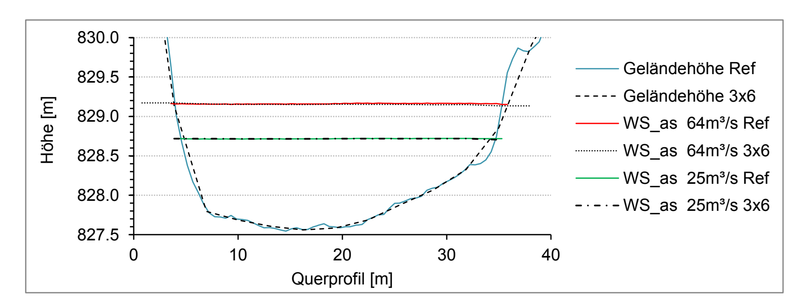


Abb. 5.55: Vergleich der mit Hydro_AS-2D erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell und das Modell QP02-E4Q-3x6m - Querprofil 3

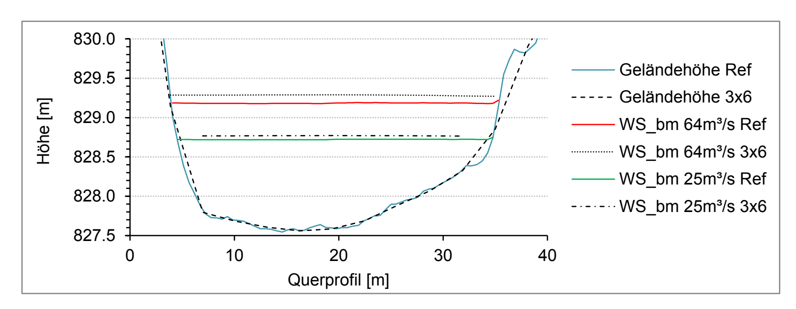


Abb. 5.56: Vergleich der mit BASEMENT-Baseplane erzeugten Berechnungsergebnisse für den Wasserspiegel für das Referenzmodell und das Modell QP02-E4Q-3x6m - Querprofil 3

In Abbildung 5.48 werden die Berechnungsergebnisse der Wasserspiegellagen im stark gegliederten Querprofil 1 von Hydro_AS-2D und BASEMENT für die Abflüsse 25 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s für das Referenzmodell verglichen. Die Ergebnisse stimmen sehr genau überein. In Abbildung 5.49 werden Berechnungsergebnisse des Referenzmodells und des Modells QP02-E4Q-3x6m mit der Software Hydro_AS-2D verglichen. Die Abweichungen sind ebenfalls sehr gering. In Abbildung 5.50 werden die Berechnungsergebnisse des Referenzmodells und des Modells QP02-E4Q-3x6m mit der Software BASEMENT verglichen. Im Vergleich zu den Ergebnissen für Hydro_AS-2D sind die Abweichungen zum Referenzmodell deutlich größer.

In Abbildung 5.51 werden die Berechnungsergebnisse der Wasserspiegellagen im ebenfalls stark gegliederten Querprofil 2 von Hydro_AS-2D und BASEMENT für die Abflüsse 25 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s für das Referenzmodell verglichen. Die Ergebnisse stimmen nicht so genau überein wie in Querprofil 1. In Abbildung 5.52 werden Berechnungsergebnisse des Referenzmodells und des Modells QP02-E4Q-3x6m mit der Software Hydro_AS-2D verglichen. Die Abweichungen im Hauptarm sind ebenfalls sehr gering. In Abbildung 5.53 werden die Berechnungsergebnisse des Referenzmodells und des Modells QP02-E4Q-3x6m mit der Software BASEMENT verglichen. Im Vergleich zu den Ergebnissen für Hydro_AS-2D sind die Abweichungen zum Referenzmodell deutlich größer.

In Abbildung 5.54 werden die Berechnungsergebnisse der Wasserspiegellagen im kanalartigen Querprofil 3 von Hydro_AS-2D und BASEMENT für die Abflüsse 25 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s für das Referenzmodell verglichen. Die Ergebnisse stimmen wieder sehr genau überein. In Abbildung 5.55 werden Berechnungsergebnisse des Referenzmodells und des Modells QP02-E4Q-3x6m mit der Software Hydro_AS-2D verglichen. Die Wasserspiegellagen stimmen nahezu perfekt überein. In Abbildung 5.56 werden die Berechnungsergebnisse des Referenzmodells und des Modells QP02-E4Q-3x6m mit der Software BASEMENT verglichen. Im Vergleich zu den Ergebnissen für Hydro_AS-2D sind die Abweichungen zum Referenzmodell wieder deutlich größer.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass Hydro_AS-2D in der Darstellung des Wasserspiegels weniger sensibel auf die Diskretisierung des Berechnungsnetzes reagiert als BASEMENT-Baseplane. Bei dem Vergleich des Referenzmodells mit bei beiden Softwarelösungen gleich gewählten Rauheitsbeiwerten ergeben sich kaum Differenzen. Lediglich im Querprofil 2 im Nebenarm sind kleinere Abweichungen zu erkennen. Die Wasserspiegeldifferenzen zwischen den beiden Modellen mit unterschiedlichen Auflösungen sind bei BASEMENT-Baseplane größer als bei Hydro_AS-2D.

Belastbare vergleichende Untersuchungen zur Rechenzeit der beiden Modelle wurden nicht durchgeführt. Da die Weiterentwicklung beider Modelle hinsichtlich der Berechnungsgeschwindigkeit stetig vorangetrieben wird, wird an dieser Stelle auf einen solchen Vergleich verzichtet. Zur Performance von HN-Modellen wurden in der Literatur schon Untersuchungen vorgestellt. Insgesamt kann festgehalten werden, dass das Modell Hydro_AS-2D in Bezug auf die Rechengeschwindigkeit generell besser abschneidet als das Modell BASEMENT-Baseplane (siehe dazu z. B. Skublics, 2014 [65]).

5.1.5 Untersuchungen zur Habitatmodellierung

Die Untersuchungen zur Habitatmodellierung sind direkt an die Untersuchungen zur Hydraulik angeschlossen. Die Ergebnisse aus den hydraulischen Berechnungen dienen der Habitatmodellierung als Grundlage. Zusätzlich werden bei der Habitatmodellierung Informationen zur Beschaffenheit der Gewässersohle benötigt, welche bei Feldarbeiten (siehe Kapitel 4.1.4) erhoben wurden.

5.1.5.1 Einordnung der Fischregion und Annahmen für das Habitatmodell

Wie in Kapitel 4.1.2 dargestellt, zählt der Abschnitt der Gatzaue zur Äschenregion, wo auch ein großes Vorkommen an Äschen nachgewiesen wurde (siehe Kap. 4.1.2). Außerdem gilt die Ahr, speziell im Bereich der Gatzaue, laut Aussagen von vor Ort angetroffenen Fischern als sehr guter

Äschenfluss in der Fischerei. Aus diesen Gründen wird für den vorliegenden Flussabschnitt eine Habitatmodellierung für die Europäische Äsche (Thymallus thymallus) durchgeführt. Untersucht werden die Habitateignungen des Gewässerabschnittes für das juvenile und adulte Lebensstadium. Abbildung 5.57 zeigt eine adulte Äsche mit der charakteristischen hohen Rückenflosse (Fahne).



Abb. 5.57: Europäische Äsche (Thymallus thymallus)

Die Äsche ist die Leitart der Äschenregion und kommt gewöhnlich in kleineren, strukturreichen Flüssen, die über Kies- und Sandgruben verfügen, vor. Die Fische werden häufig in Gruppen beobachtet und nur während der Laichzeit kommt es zur Besetzung und Verteidigung von kleineren Revieren. Die Fortpflanzung erfolgt von März bis Mai auf kiesigen, überströmten Gewässersohlen in relativ flachem Wasser. Im Vergleich zu anderen Fischarten hat die Äsche hohe Anforderungen an die Wasserqualität und an bestimmte Strukturen. Im Folgenden sind die Habitatanforderungen der Äsche im juvenilen und adulten Stadium, angelehnt an die Beschreibung im Leitfaden „Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken“ der LfU Baden-Württemberg [3], in Kürze dargestellt.

Im juvenilen Stadium bevorzugen die Äschen anfangs strömungsarme Zonen an deckungsreichen Ufern. Nachts halten sie sich vermehrt in der Nähe des Bodens auf und tagsüber nahe der Wasseroberfläche. Wenn die Fische älter werden, stehen sie tagsüber häufig über Kiesbänken im Hauptfluss und in der Nacht bevorzugt in weniger stark überströmten Zonen im Uferbereich mit Wassertiefen im Bereich von 10 - 40 cm. Anfangs bevorzugen die juvenilen Äschen Fließgeschwindigkeiten unter 0,3 m/s und wandern später in den Hauptstrom mit Fließgeschwindigkeiten bis zu 0,6 m/s. Tagsüber sind die Jungfische im Hauptstrom mit höheren Wassertiefen aufzufinden, während sie nachts flachere Uferbereiche mit Wassertiefen zwischen 0,1 und 0,4 m aufsuchen.

Adulte Äschen stehen bevorzugt in tieferen Kolken in der Nähe von Unterständen (Blöcke, unterspülte Ufer, ins Wasser ragende Ufervegetation), aber auch im Übergangsbereich zwischen Furten und Kolken. Im Sommer werden eher flachere und turbulent fließende Abschnitte mit stärkerer Strömung (Fließgeschwindigkeiten im Bereich von 0,8 m/s) aufgesucht. Im Herbst werden tiefere und ruhiger fließende Abschnitte mit eher geringerer Fließgeschwindigkeit (im Bereich von 0,5 m/s) bevorzugt. Im Winter werden wahrscheinlich auch die Herbsthabitate besetzt. Im Herbst werden von den adulten Äschen allgemein größere Wassertiefen als im Sommer aufgesucht, bevorzugt werden jedoch bei Vorhandensein Wassertiefen größer als 2 m.

Angelehnt an die in der Literatur beschriebenen Habitatpräferenzen werden Fuzzymengen und Fuzzyregeln erstellt und mit der Simulationssoftware CASiMiR verarbeitet. Die in dieser Arbeit verwendeten Fuzzymengen und Fuzzyregeln werden von der sje Ecohydraulic Engineering

GmbH in Stuttgart zur Verfügung gestellt. Diese wurden in früheren Projekten, beispielsweise am Tiroler Inn, verwendet und werden für den betrachteten Gewässerabschnitt als plausibel angenommen werden. Dieser Sachverhalt kann im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht geprüft werden, da es dazu eingehende gewässerökologische Grundlagenuntersuchungen bräuchte. Die Untersuchungen zur Habitatbewertung sind somit auf die Annahme gestützt, dass die fuzzylogisch basierten Regelwerke im Habitatmodell für die betrachteten Gewässerabschnitte realistisch sind. Habitatberechnungen auf Basis von anderen Methoden, wie beispielsweise der Verwendung von Präferenzkurven, wurden nicht durchgeführt. Im Anhang sind die verwendeten Fuzzymengen und Fuzzyregeln zusammengestellt.
Es wurde angenommen, dass die Qualität der Berechnung der räumlich verteilten Habitateignung mit räumlich höher aufgelösten Grundlagendaten steigt. Umso genauer und räumlich dichter die Verteilung der lokalen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten beschrieben werden kann, desto genauer kann die Habitateignung an diskreten Teilflächen berechnet und bewertet werden. Darauf aufbauend wurde mit den vorliegenden fuzzylogischen Regelwerken zur Habitatbeschreibung ein hochaufgelöstes Referenzmodell definiert, welches die tatsächlichen Verhältnisse am besten wiedergibt und als Vergleichsmaß für die übrigen weniger hoch aufgelösten Modelle dient.

Wie in Kapitel 4.1.4 - Abbildung 4.6 dargestellt, wurde nur für den oberstromigen Teil des Abschnittes der Gatzaue eine Substratkartierung durchgeführt. Aus diesem Grund beschränkt sich die Habitatmodellierung auf diesen Teil des Gewässers. Vorrangiges Untersuchungsziel ist die Bewertung der grundlegenden Auflösung der Gewässergeometrie auf die Simulationsergebnisse. Auf diese Weise kann die Sensitivität der Habitatprognose oder die Robustheit des Habitatmodells gegenüber Unsicherheiten in der Darstellung der Gewässergeometrie und damit einhergehend der Darstellung der hydraulischen Variablen beurteilt werden. Die Simulationen mit der Habitatsimulationssoftware CASiMiR werden mit einer Auflösung von 0,5 m erzeugt.
Die Habitatmodellierung baut direkt auf die vergleichenden Untersuchungen der HN 2D Modellierung auf. Daher liegen einem Großteil der Habitatmodellierungen ebenfalls die nicht kalibrierten Modelle mit konstantem Rauheitsbeiwert $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ zugrunde (im Folgenden als Modell „k_{St}30“ bezeichnet). Die daraus entstehenden Unsicherheiten im Vergleich zum kalibrierten Modell werden jedoch erörtert.

Die Präsentation der Ergebnisse ist in mehrere Teile untergliedert. Zunächst werden für die Geometrie aus der Befliegung 2012 vergleichende Untersuchungen hinsichtlich der Auflösung der HN-Modelle dargestellt. In einem weiteren Schritt werden die Ergebnisse des Habitatmodells, die auf den unkalibrierten HN-Modellen basieren, mit dem kalibrierten HN-Modell verglichen. Zuletzt wird dann eine Habitatmodellierung auf Basis der Vermessungsdaten aus der Befliegung 2016 und dem Referenzmodell durchgeführt. Auf diese Weise lässt sich die Entwicklung des Gewässerabschnittes über die Zeit hinsichtlich der Habitatqualität betrachten und bewerten. Die Bewertung der Strecken hinsichtlich der generellen Habitatqualität oder das Aufzeigen von Defiziten oder Möglichkeiten von Verbesserungsmaßnahmen ist nicht Gegenstand dieser Arbeit und wird daher auch nicht angesprochen.

5.1.5.2 Ergebnisse zur Geometrie der Befliegung 2012

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Habitatmodellierung für die Äsche im adulten und juvenilen Stadium mit der Habitatsimulationssoftware CASiMiR dargestellt.

Adulte Äsche

In Abbildung 5.58 werden die Habitateignungen des untersuchten Gewässerabschnitts für die adulte Äsche bei den Abflüssen Q = 12 m^3/s, 20 m^3/s, 25 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s für das Referenzmodell (QP02-E4Q-0.5x1m) dargestellt. Diesen Habitatsimulationen liegen die Ergebnisse der HN 2D Modellierungen mit dem Rauheitsbeiwert $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ zugrunde.
Beim Abfluss Q = 12 m^3/s sind die größten Flächen mit großer und sehr großer Habitateignung vorhanden (blau und dunkelblau eingefärbt). Diese Flächen befinden sich in der Hauptströmung, da bei niedrigem Abfluss dort ausreichend große Wassertiefen vorhanden sind und die Fließgeschwindigkeiten noch nicht zu hoch sind. Vor allem im Zulauf- und Auslaufbereich, dort wo der Gewässerabschnitt in stärker verbaute Bereiche übergeht, finden sich Bereiche mit sehr großer Habitateignung bei dem Niedrigwasserabfluss. In den Randzonen sind kaum geeignete Bereiche zu erkennen. Bei Q = 20 m^3/s reduzieren sich die Bereiche mit großer Eignung und verschieben sich leicht hin zu den Randbereichen. Beim Abfluss Q = 25 m^3/s weisen größere Bereiche eine mittlere bis hohe Habitateignung auf, sehr hohe Habitateignungen sind im Vergleich zum Abfluss Q = 12 m^3/s deutlich seltener vorhanden. Beim Abfluss Q = 40 m^3/s sind in der Hauptströmung keine Zonen mit großer bis sehr großer Eignung mehr vorhanden. Diese verschieben sich ebenfalls in die Randbereiche und vor allem der Seitenarm bietet sehr hohe Habitateignungen. Allerdings finden sich verteilt über den ganzen Abschnitt Zonen mit mittlerer Habitateignung. Außerdem ist verglichen mit dem Abfluss Q = 12 m^3/s die benetzte Fläche erkennbar größer. Beim Abfluss Q = 64 m^3/s sind Flächen mit mittlerer und hoher Habitateignung nur mehr am Rand des benetzten Bereichs und im Seitenarm des Gewässersabschnittes vorhanden. In der Hauptströmung finden sich keine Bereiche mit SI-Werten über 0,1.

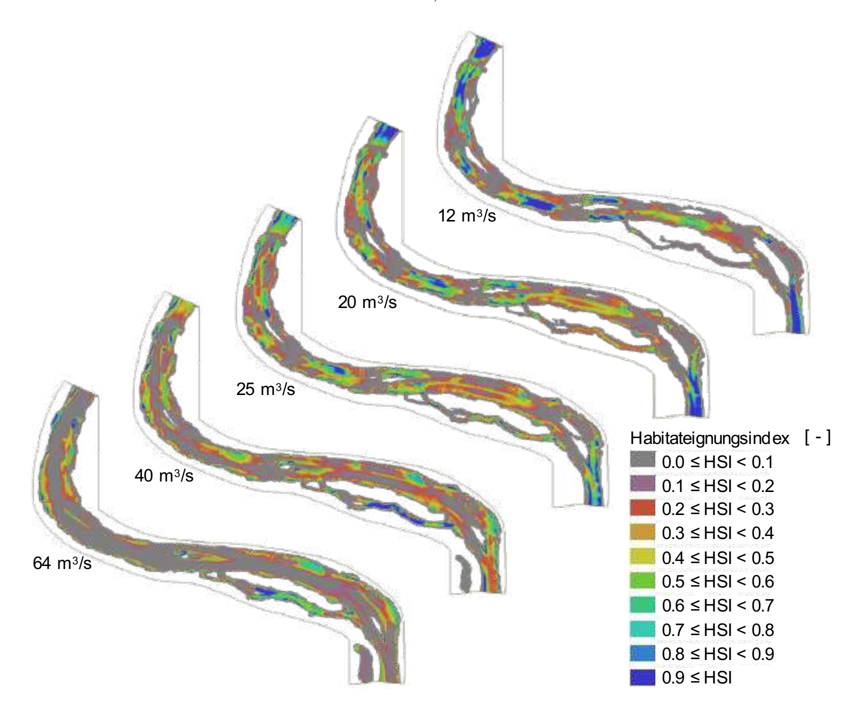


Abb. 5.58: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für verschiedene Abflüsse unter Verwendung des Referenzmodells „k_{St}30“ und der Geometrie ALB2012

In Abbildung 5.59 werden die Habitateignungen für die adulte Äsche beim Abfluss Q = 12 m^3/s für das Referenzmodell (QP02-E4Q-0.5x1m) vergleichend mit den Modellen QP02-E4Q-1x3m, QP02-E4Q-3x6m, QP20-E4Q-0.5x1m und QP40-E4Q-0.5x1m dargestellt. Optisch betrachtet ergeben sich kaum Differenzen zwischen dem Referenzmodell und dem Modell QP02-E4Q-1x3m. Der Unterschied bei den gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) ist mit 9975 bzw. 10070 m^2 sehr gering (vergleiche Tabelle 5.6). Ähnliches gilt für das Modell QP02-E4Q-3x6m. Die Ergebnisse mit dem Modell QP20-E4Q-0.5x1m liefern bis auf den Seitenarm ähnliche Ergebnisse, die Bereiche mit den hohen, sehr hohen und niedrigen Habitateignungen liegen räumlich ähnlich verteilt. Es entsteht jedoch ein „verschmierter“ Eindruck, die Flächen sind im Vergleich zum Referenzmodell räumlich nicht so stark differenziert. Die gewichtete nutzbare Fläche unterscheidet sich mit 10045 m^2 ebenfalls nur unwesentlich vom Referenzmodell. Die Ergebnisse für das Modell QP40-E4Q-0.5x1m weichen zum Teil deutlich vom Referenzmodell ab, die Flächenverteilung der hohen und niedrigen Habitateignungen unterscheiden sich von denen im Referenzmodell. Hinzu kommt, dass der Seitenarm in der hydraulischen Berechnung nicht adäquat wiedergegeben und durchflossen wird. Die gewichtete nutzbare Fläche ist mit 10800 m^2 um ca. 8 % höher im Vergleich zum Referenzmodell.

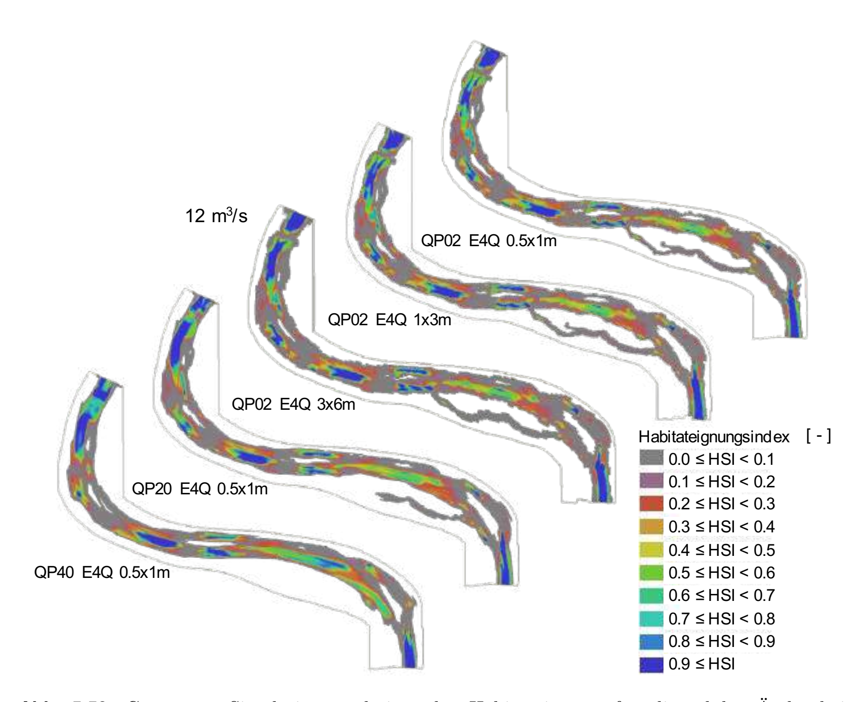


Abb. 5.59: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche bei Q = 12 m^3/s - Vergleich zur Auflösung unter Verwendung der Modelle „$k_{St}30$“ und der Geometrie ALB2012

In Abbildung 5.60 werden die Habitateignungen für die adulte Äsche beim Abfluss Q = 64 m^3/s für das Referenzmodell (QP02-E4Q-0.5x1m) vergleichend mit den Modellen QP02-E4Q-1x3m, QP20-E4Q-0.5x1m und QP40-E4Q-0.5x1m dargestellt. Analog zum Abfluss Q = 12 m^3/s ergeben sich kaum Differenzen zwischen dem Referenzmodell und dem Modell QP02-E4Q-1x3m. Der

Unterschied bei den gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) ist mit 8187 bzw. 7988 m^2 ebenfalls gering (vergleiche Tabelle 5.6). Die Ergebnisse für das Modell QP02-E4Q-3x6m weichen stärker vom Referenzmodell ab als beim Abfluss Q = 12 m^3/s, besonders im Seitenarm sind die Abweichungen deutlich zu erkennen. Die Habitateignung wird im Vergleich zum Referenzmodell insgesamt überschätzt. Die Ergebnisse mit dem Modell QP20-E4Q-0.5x1m liefern ähnliche Ergebnisse, die Bereiche mit den hohen, sehr hohen und niedrigen Habitateignungen liegen im Hauptschlauch räumlich ähnlich verteilt. Im Seitenarm wird die Habitateignung deutlich überschätzt. Die gewichtete nutzbare Fläche ist mit 7119 m^2 um 13 % niedriger im Vergleich zum Referenzmodell. Die Ergebnisse für das Modell QP40-E4Q-0.5x1m weichen deutlich vom Referenzmodell ab, die Flächenverteilung der hohen bzw. niedrigen Habitateignungen unterscheiden sich speziell im unterstromigen Bereich stark von denen im Referenzmodell. Hinzu kommt, dass der Seitenarm in der hydraulischen Berechnung nicht adäquat wiedergegeben und durchflossen wird. Die gewichtete nutzbare Fläche ist mit 6564 m^2 um 20 % zu niedrig im Vergleich zum Referenzmodell.

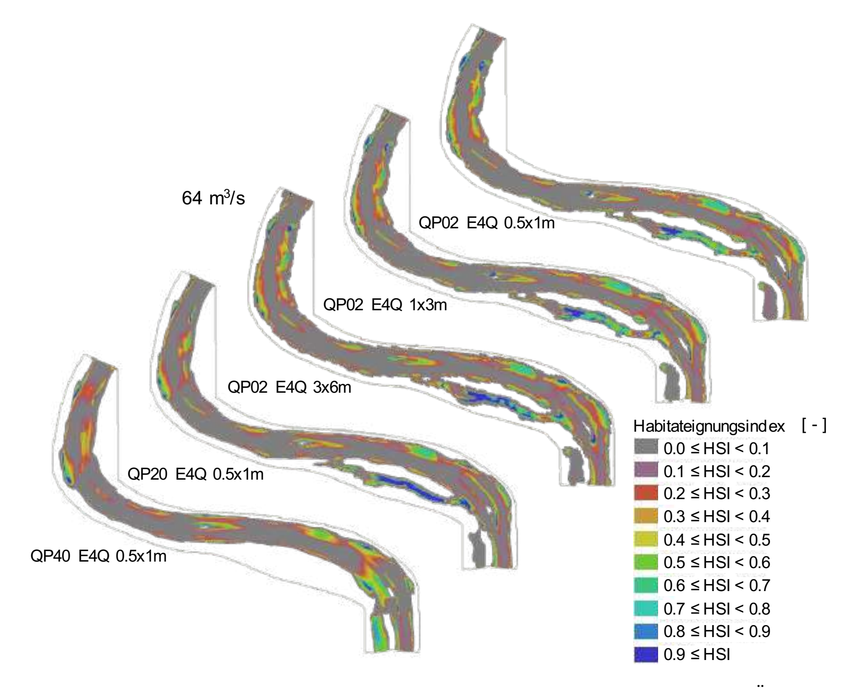


Abb. 5.60: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche bei Q = 64 m^3/s - Vergleich zur Auflösung unter Verwendung der Modelle „k_{St}30“ und der Geometrie ALB2012

In Tabelle 5.6 sind alle Werte der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) für die adulte Äsche zusammengestellt. Der Abfluss Q = 25 m^3/s besitzt den höchsten Wert unter den Referenzmodellen. Beim Vergleich der Werte zwischen den Berechnungsnetzen je Abfluss fällt auf, dass für den Abfluss Q = 12 m^3/s die Werte mit abnehmender Grundlagenauflösung tendenziell zunehmen und beim Abfluss Q = 64 m^3/s tendenziell abnehmen. Für die beiden anderen Abflüsse ist keine Tendenz erkennbar, beim Abfluss Q = 40 m^3/s sind die Werte bis auf einen Ausreißer sehr

konstant. Beim Abfluss $Q = 25\ m^3/s$ ist die Streuung der Werte im Bereich von ± 10 % um den Wert für das Referenzmodell am größten.

Tab. 5.6: Gatzaue - Ergebnisse der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) für die adulte Äsche für die Modelle „k_{St}30“ unter Verwendung der Geometrie ALB2012

Berechnungsnetz	WUA[m²] 12 m³/s	WUA[m²] 20 m³/s	WUA[m²] 25 m³/s	WUA[m²] 40 m³/s	WUA[m²] 64 m³/s
QP02-E4Q-0.5x1m	9975	10986	11086	10586	8187
QP02-E4Q-0.5x2m	9910		10947	10421	7996
QP02-E4Q-1x3m	10070		11091	10562	7988
QP02-E4Q-1.5x4m	10014		11008	10514	8005
QP02-E4Q-1.5x6m	10035		10793	10434	7905
QP02-E4Q-3x6m	10184				8492
QP20-E4Q-0.5x1m	10045		10359	9022	7119
QP40-E4Q-0.5x1m	10800		12473	10632	6545

In Abbildung 5.61 werden für $Q = 12\ m^3/s$ und $Q = 64\ m^3/s$ vergleichend die Ergebnisse des Habitatmodells für die adulte Äsche auf Basis der HN 2D Modellierungen mit konstantem Rauheitsbeiwert $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ und dem kalibrierten Modell dargestellt.

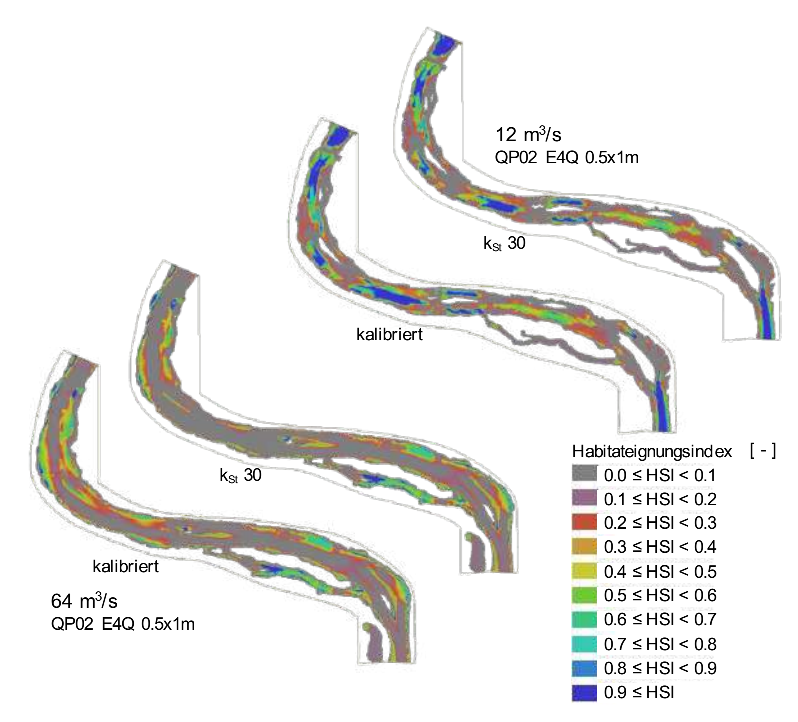


Abb. 5.61: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche bei $Q = 12\ m^3/s$ und $Q = 64\ m^3/s$ - Vergleich der Ergebnisse für das kalibrierte Referenzmodell und das Referenzmodell „k_{St}30“ unter Verwendung der Geometrie ALB2012

In Tabelle 5.7 sind die gewichteten nutzbaren Flächen für das kalibrierte Referenzmodell und das Modell „k_{St}30“ für die adulte Äsche aufgelistet.

Tab. 5.7: Gatzaue - Ergebnisse der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) für die adulte Äsche - Vergleich für das kalibrierte Referenzmodell und das Referenzmodell „k_{St}30“ unter Verwendung der Geometrie ALB2012

Berechnungsnetz	**WUA[m²] 12 m³/s**	**WUA[m²] 20 m³/s**	**WUA[m²] 25 m³/s**	**WUA[m²] 40 m³/s**	**WUA[m²] 64 m³/s**
QP02-E4Q-0.5x1m „k_{St}30“	9975	10986	11086	10586	8187
QP02-E4Q-0.5x1m kalibriert	11354	13303	13639	13318	10045

Das kalibrierte Modell unterscheidet sich nur oberstrom der Rampe und auf der Rampe selber von dem Modell „k_{St}30“, da in diesen Bereichen andere Rauheitsbeiwerte in der hydraulischen Simulation ermittelt wurden. Im unterstromigen Bereich konnte zunächst aufgrund der fehlenden Datengrundlagen kein besserer Wert bestimmt werden. Mit Einbeziehung der Daten aus der Befliegung 2016 konnte der Wert von $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ jedoch als passend bestätigt werden (siehe dazu die vorherigen Kapitel). Die Unterschiede zwischen den beiden Modellergebnissen ergeben sich somit ausschließlich im oberstromigen Bereich.
Der Einfluss der Rampe und der im Vergleich erhöhte Fließwiderstand führen zu einer Erhöhung des Wasserstandes und einer Verringerung der Fließgeschwindigkeiten. Es zeigt sich, dass sich dieser Effekt positiv auf die Habitateignung des Gewässerabschnittes für die adulte Äsche auswirkt. Dies gilt für das gesamte untersuchte Abflussspektrum von 12 bis 64 m^3/s. Die Werte der gewichteten nutzbaren Flächen erhöhen sich je nach Abfluss im Bereich von 1400 bis 2700 m^2.
Wie in den Abbildungen ersichtlich, vergrößern sich die Flächen mit hoher Habitateignung und speziell beim hohen Abfluss kommen weitere Flächen mit mittlerer Habitateignung hinzu.

Juvenile Äsche

In Abbildung 5.62 werden die Habitateignungen für den untersuchten Gewässerabschnitt für die juvenile Äsche bei den Abflüssen 12 m^3/s, 25 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s für das Referenzmodell (QP02-E4Q-0.5x1m) dargestellt.
Beim Abfluss $Q = 12\ m^3/s$ sind die größten Flächen mit mittlerer und großer Habitateignung vorhanden (grün bzw. blau eingefärbt). Diese Flächen befinden sich im Seitenarm, in den Randbereichen und Flachwasserzonen außerhalb der Hauptströmung mit zu großen Fließgeschwindigkeiten. Beim Abfluss $Q = 25\ m^3/s$ sind die Flächen schon deutlich reduziert und rücken noch weiter an den Rand der benetzten Bereiche. Bei den höheren Abflüssen reduzieren sich die Flächen mit geeigneter Habitateignung weiter. Es verbleiben bei $Q = 64\ m^3/s$ lediglich Reste in den strömungsberuhigten Randbereichen.
Die Werte der gewichteten nutzbaren Flächen sind in Tabelle 5.8 aufgetragen, den höchsten Wert mit 7595 m^2 weist der Abfluss $Q = 12\ m^3/s$ auf.

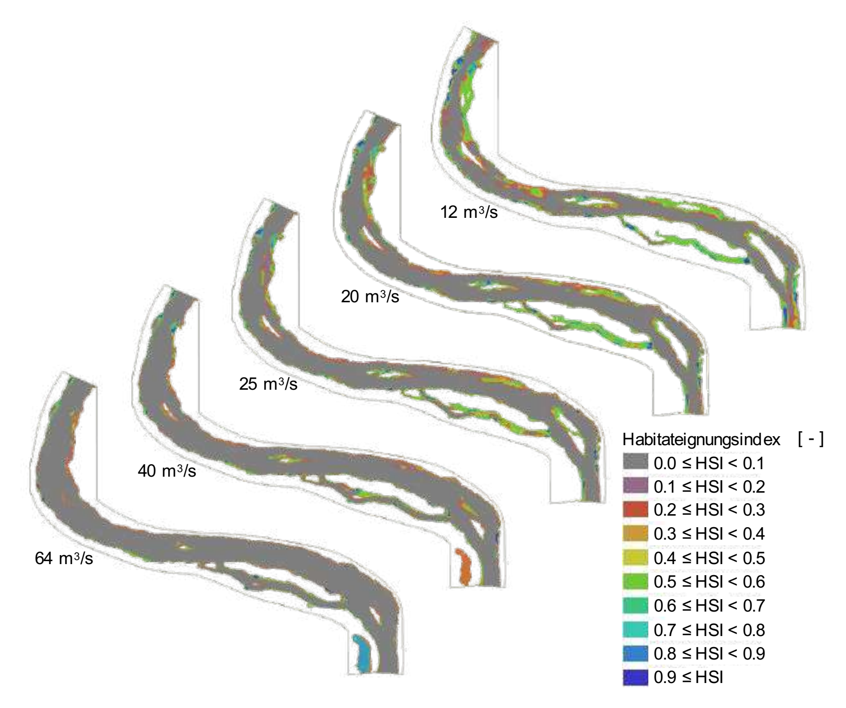


Abb. 5.62: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche für verschiedene Abflüsse unter Verwendung des Referenzmodells „$k_{St}30$“ und der Geometrie ALB2012

In Abbildung 5.63 werden die Habitateignungen für die juvenile Äsche beim Abfluss $Q = 12\ m^3/s$ für das Referenzmodell (QP02-E4Q-0.5x1m) vergleichend mit den Modellen QP02-E4Q-1x3m, QP02-E4Q-3x6m, QP20-E4Q-0.5x1m und QP40-E4Q-0.5x1m dargestellt.
Es ergeben sich, vergleichbar zu den Ergebnissen bei der adulten Äsche, kaum Differenzen zwischen dem Referenzmodell und dem Modell QP02-E4Q-1x3m. Die Abweichung bei den gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) liegt mit 7595 bzw. 7924 m^2 bei ungefähr 4 % (vgl. Tabelle 5.8). Beim Modell QP02-E4Q-3x6m wird die Habitateignung im Vergleich zum Referenzmodell

insgesamt überschätzt. Die Flächen mit mittlerer Habitateignung (grün eingefärbt) sind erkennbar größer als im Referenzmodell. Die Ergebnisse mit dem Modell QP20-E4Q-0.5x1m liefern für die Hauptströmung ähnliche Ergebnisse, die Bereiche mit den hohen und niedrigen Habitateignungen liegen räumlich sehr ähnlich verteilt. Allerdings wird in der hydraulischen Simulation die Benetzung des Seitenarms nicht korrekt abgebildet, was die Darstellung der Habitateignung beeinflusst und verfälscht. Die gewichtete nutzbare Fläche ist mit 6502 m^2 um 14 % niedriger im Vergleich zum Referenzmodell. Die Ergebnisse für das Modell QP40-E4Q-0.5x1m weichen analog zu den Ergebnissen für die adulte Äsche deutlich vom Referenzmodell ab, die Flächenverteilung der hohen und niedrigen Habitateignungen unterschieden sich zum Teil stark von denen im Referenzmodell. Hinzukommt kommt ebenfalls, dass der Seitenarm in der hydraulischen Berechnung nicht adäquat wiedergegeben und durchflossen wird. Die gewichtete nutzbare Fläche ist mit 6534 m^2 um 14 % niedriger im Vergleich zum Referenzmodell.

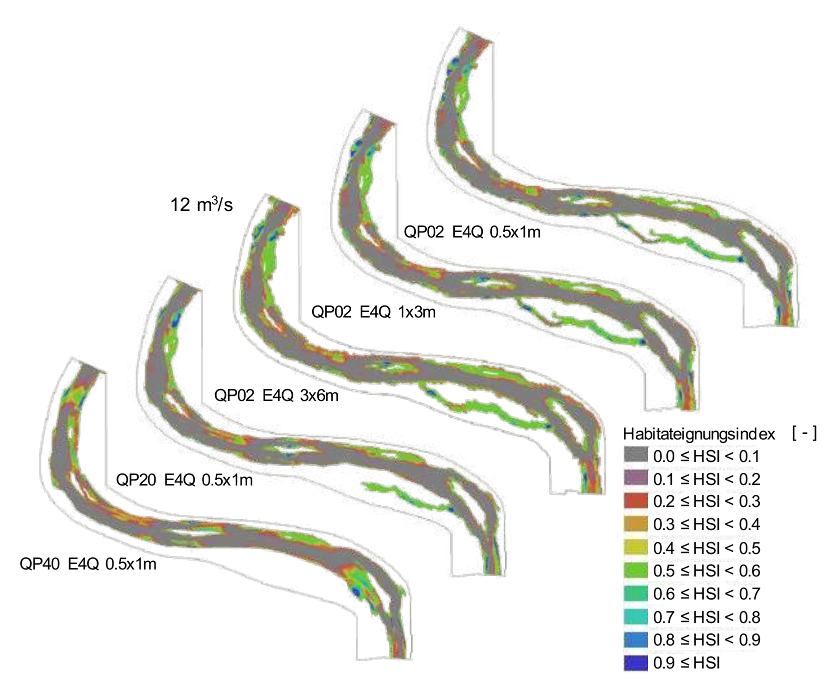


Abb. 5.63: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche bei Q = 12 m^3/s - Vergleich zur Auflösung unter Verwendung der Modelle „k_{St}30“ und der Geometrie ALB2012

In Abbildung 5.64 werden die Habitateignungen für die juvenile Äsche beim Abfluss Q = 64 m^3/s für das Referenzmodell (QP02-E4Q-0.5x1m) vergleichend mit den Modellen QP02-E4Q-1x3m, QP02-E4Q-3x6m, QP20-E4Q-0.5x1m und QP40-E4Q-0.5x1m dargestellt.
Es ergeben sich, vergleichbar zu den Ergebnissen der adulten Äsche, kaum Differenzen zwischen dem Referenzmodell und dem Modell QP02-E4Q-1x3m. Die Abweichung bei den gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) ist mit 3377 bzw. 3399 m^2 verschwindend gering. Generell sind die nutzbaren Flächen für die juvenile Äsche bei dem erhöhten Abfluss Q = 64 m^3/s nur noch am Rand der benetzten Flächen vorzufinden. Aus diesem Grund ergeben sich für die Modelle QP20-

E4Q-0.5x1m und QP40-E4Q-0.5x1m in der Hauptströmung keine so deutlichen Unterschiede, die nutzbaren Flächen sind insgesamt kleiner bei den Vergleichsmodellen. Die Benetzung des Seitenarms wird in der hydraulischen Simulation beim Modell QP20-E4Q-0.5x1m noch qualitativ wiedergegeben, beim Modell QP40-E4Q-0.5x1m findet jedoch keine Benetzung mehr statt. Somit ergeben sich für das Modell QP40-E4Q-0.5x1m ebenfalls keine realistischen Ergebnisse in Bezug auf die Eignung als Habitat. Beim Modell QP20-E4Q-0.5x1m werden die Habitateignungen im Seitenarm bedingt durch die fehlerhafte Geländewiedergabe generell überschätzt. Die gewichtete nutzbare Fläche für das Modell QP20-E4Q-0.5x1m liegt mit 3124 m^2 ca. 8 % tiefer, wobei die Unterschätzung der geeigneten Flächen im Hauptstrom durch eine Überschätzung der Flächen im Seitenarm teilweise kompensiert wird.



Abb. 5.64: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche bei Q = 64 m^3/s - Vergleich zur Auflösung unter Verwendung der Modelle „k_{St}30“ und der Geometrie ALB2012

In Tabelle 5.8 sind alle Werte der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) für die juvenile Äsche zusammengestellt. Der Abfluss Q = 12 m^3/s besitzt den höchsten Wert unter den Referenzmodellen. Beim Vergleich der Werte fällt auf, dass die gewichteten nutzbaren Flächen bei Verwendung des Geländemodells QP02 keine eindeutige Abhängigkeit zur Netzauflösung besitzen. Bei den beiden niedrigen Abflüssen steigen die Werte mit abnehmender Auflösung leicht an, bei den beiden hohen Abflüssen sind die Werte sehr konstant. Die Werte für das Geländemodell QP20 schwanken abflussunabhängig um diejenigen für das Referenzmodell, beim Geländemodell QP40 sind die Werte für alle Abflüsse eindeutig unterhalb der Vergleichswerte für das Referenzmodell. Eindeutige Abhängigkeiten zwischen der gewichteten Fläche, der Auflösung und dem Abfluss sind jedoch nicht erkennbar.

Tab. 5.8: Gatzaue - Ergebnisse der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) für die juvenile Äsche für die Modelle „k_{St}30“ unter Verwendung der Geometrie ALB2012

Berechnungsnetz	WUA[m^2] 12 m^3/s	WUA[m^2] 20 m^3/s	WUA[m^2] 25 m^3/s	WUA[m^2] 40 m^3/s	WUA[m^2] 64 m^3/s
QP02-E4Q-0.5x1m	7595	5879	5110	3589	3377
QP02-E4Q-0.5x2m	7629		5083	3286	3346
QP02-E4Q-1x3m	7924		5227	3628	3399
QP02-E4Q-1.5x4m	8237		5403	3719	3406
QP02-E4Q-1.5x6m	8084		5472	3679	3396
QP02-E4Q-3x6m	9033				3795
QP20-E4Q-0.5x1m	6502		4857	3793	3124
QP40-E4Q-0.5x1m	6534		3585	3026	2393

In Abbildung 5.65 werden für Q = 12 m^3/s und Q = 64 m^3/s vergleichend die Ergebnisse des Habitatmodells für die juvenile Äsche auf Basis der HN 2D Modellierungen mit konstantem Rauheitsbeiwert k_{St} = 30 $m^{1/3}/s$ und dem kalibrierten Modell dargestellt.

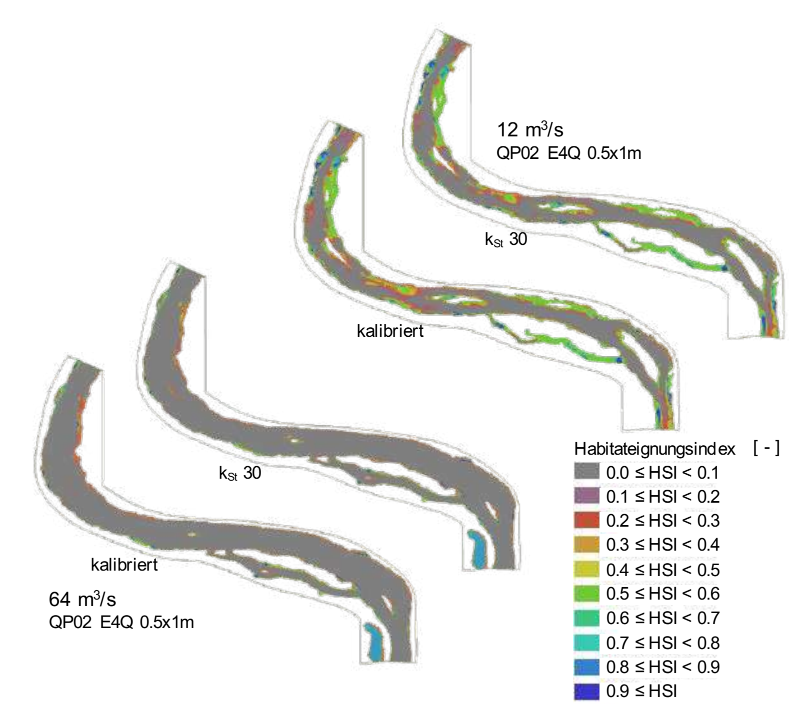


Abb. 5.65: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche bei Q = 12 m^3/s und Q = 64 m^3/s - Vergleich der Ergebnisse für das kalibrierte Referenzmodell und das Referenzmodell „k_{St}30“ unter Verwendung der Geometrie ALB2012

In Tabelle 5.9 sind die gewichteten nutzbaren Flächen für das kalibrierte Referenzmodell und das Modell „k_{St}30“ für die juvenile Äsche aufgelistet.

Tab. 5.9: Gatzaue - Ergebnisse der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) für die juvenile Äsche - Vergleich für das kalibrierte Referenzmodell und das Referenzmodell „k_{St}30“ unter Verwendung der Geometrie ALB2012

Berechnungsnetz	**WUA[m²] 12 m³/s**	**WUA[m²] 20 m³/s**	**WUA[m²] 25 m³/s**	**WUA[m²] 40 m³/s**	**WUA[m²] 64 m³/s**
QP02-E4Q-0.5x1m „k_{St}30“	7595	5879	5110	3589	3377
QP02-E4Q-0.5x1m kalibriert	8015	6011	5181	3595	3419

Das kalibrierte Modell unterscheidet sich nur oberstrom der Rampe und der Rampe selber von dem Modell „k_{St}30“. Der Einfluss der Rampe und der im Vergleich erhöhte Fließwiderstand führen zu einer Erhöhung des Wasserstandes und einer Verringerung der Fließgeschwindigkeiten.
Es zeigt sich, dass sich dieser Effekt auf die Habitateignung des Gewässerabschnittes für die juvenile Äsche lediglich bei niedrigen Abflüssen positiv auswirkt. Beim Abfluss Q = 12 m³/s erhöht sich der Wert der gewichteten Fläche um ca. 400 m² (ca. 5 %). Bei den höheren Abflüssen bleibt der Wert sehr stabil im Vergleich zum Modell „k_{St}30“.
Wie in den Abbildungen ersichtlich, vergrößern sich die Flächen mit mittlerer Habitateignung bei Q = 12 m³/s leicht. Bei Q = 64 m³/s ist praktisch kein Unterschied erkennbar.

5.1.5.3 Ergebnisse zur Geometrie der Befliegung 2016

In diesem Kapitel werden Ergebnisse der Habitatsimulationen auf Basis der Befliegungsdaten vom Dezember 2016 (ALB2016) dargestellt. Für den Datensatz ALB2016 wurde lediglich das Referenzmodell QP02-E4Q-0.5x1m zur HN 2D Modellierung als Basis für die Habitatmodellierung verwendet.
Für das oben schon gezeigte Abflussspektrum von 12 - 64 m³/s wird ebenfalls wieder die Verteilung der Habitateignung vorgestellt. In einem zweiten Schritt werden dann auszugsweise die Ergebnisse für die Geometrie ALB2016 mit denen der Geometrie ALB2012 verglichen. Auf diese Weise kann die zeitliche Entwicklung der Verteilung der Habitateignung dargestellt und nachvollzogen werden. Zu den verwendeten Grundlagendaten und zur Einordnung der Ergebnisse sei auf die vorherigen Kapitel verwiesen.

In Abbildung 5.66 werden die Habitateignungen des untersuchten Gewässerabschnitt für die adulte Äsche bei den Abflüssen Q = 12 m³/s, 20 m³/s, 25 m³/s, 40 m³/s und 64 m³/s für das kalibrierte Referenzmodell (QP02-E4Q-0.5x1m) auf Basis der Geometrie ALB2016 dargestellt.
Die Verteilung der Habitateignung ähnelt jener, die für die Geometrie ALB2012 ermittelt wurde. Die größten gewichteten nutzbaren Flächen ergeben sich für die Abflüsse von 20 - 40 m³/s mit einem Maximum von 15183 m² bei 40 m³/s, wobei die Werte verglichen mit denen für ALB2012 generell etwas höher sind (siehe Tabelle 5.10).
Der Seitenarm spielt bei steigendem Abfluss eine große Rolle, da dort größere Flächen mit guter Habiateignung entstehen, wenn sich im Hauptarm die Habitateignung generell verschlechtert. Dieser Effekt hat bei ca. 40 m³/s sein Maximum. Bei noch höheren Abflüssen verringern sich die Flächen mit hoher Habitateignung auch dort und insgesamt reduzieren sich die wertvollen Flächen nur noch auf die Randbereiche des benetzten Gebietes.

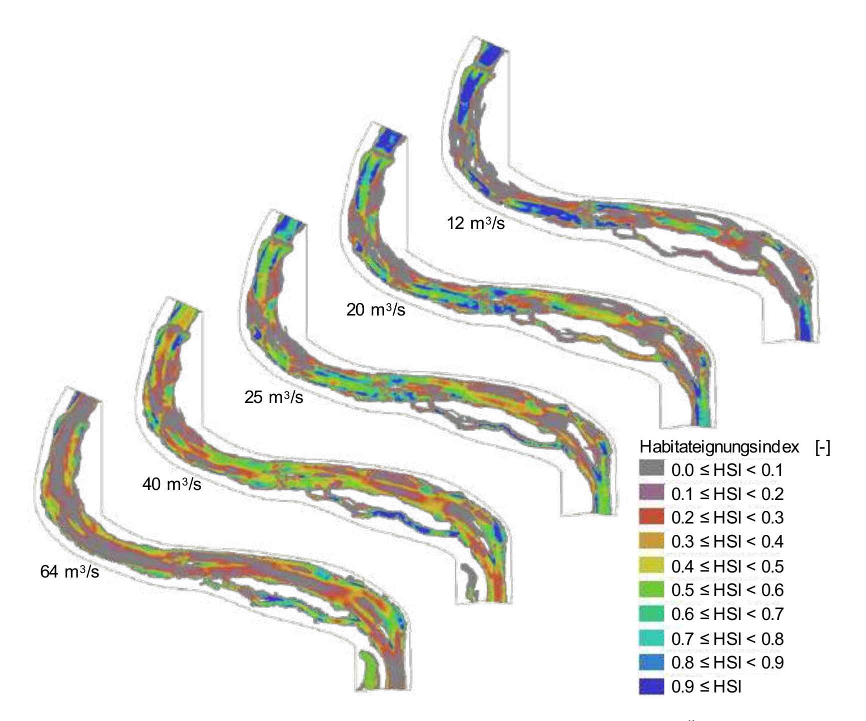


Abb. 5.66: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für verschiedene Abflüsse unter Verwendung des kalibrierten Referenzmodells und der Geometrie ALB2016

In Abbildung 5.67 werden für Q = 12 m^3/s und Q = 64 m^3/s vergleichend die Ergebnisse des Habitatmodells für die adulte Äsche auf Basis der Geometrien ALB2012 und ALB2016 dargestellt. Wie den Werten für die nutzbaren gewichteten Flächen in Tabelle 5.10 zu entnehmen ist, verbessert sich insgesamt die Eignung des Gewässerabschnittes als Habitat für die adulte Äsche von 2012 bis 2016.
Bei Q = 12 m^3/s verschieben sich die Areale mit hoher Habitateignung örtlich leicht von 2012 bis 2016. Außerdem vergrößern sich die Bereiche für die Geometrie ALB2016 insgesamt etwas. Bei Q = 64 m^3/s ergeben sich im unterstromigen Teil des Gewässerabschnittes für ALB2016 insgesamt mehr Flächen mit mittleren Habitateignungen. Außerdem stellt der strömungsberuhigte Bereich am unterstromigen Auslauf eine Zone mit mittlerer Habitateignung dar, welche 2012 bei diesem Abfluss als Habitat zu vernachlässigen ist. Im oberstromigen Teil reduzieren sich die Flächen mittlerer und hoher Eignung leicht. Die Habitateignungen im Seitenarm bleiben bei beiden Abflüssen annähernd unverändert.

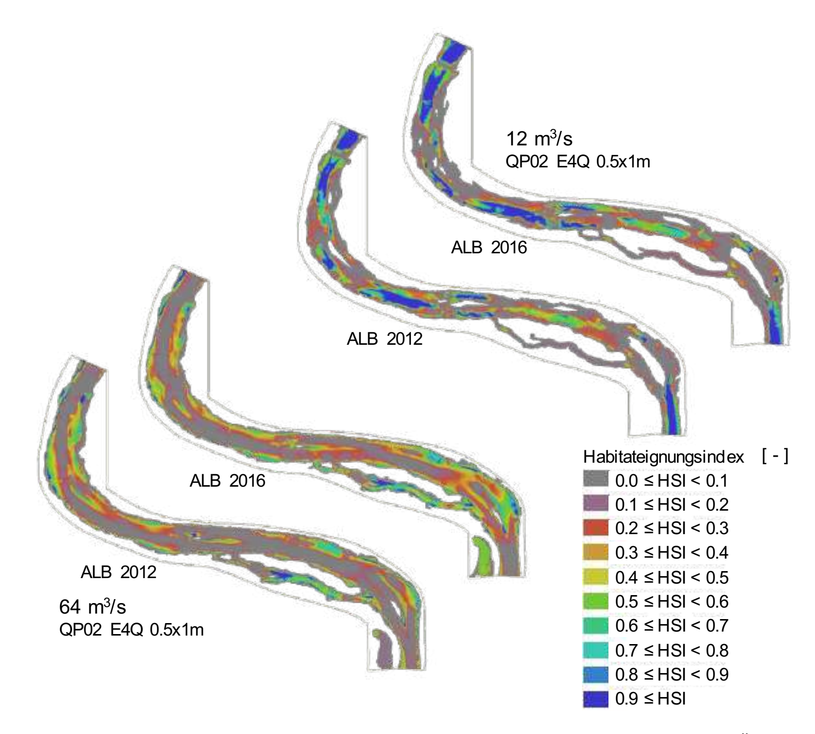


Abb. 5.67: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s und Q = 64 m^3/s - Vergleich der Ergebnisse der Referenzmodelle „ALB2012 kalibriert“ und „ALB2016 kalibriert“

In Tabelle 5.10 sind vergleichend die gewichteten nutzbaren Flächen für die adulte Äsche für die Referenzmodelle „ALB2012 kalibriert“ und „ALB2016 kalibriert“ aufgelistet.

Tab. 5.10: Gatzaue - Ergebnisse der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) für die adulte Äsche - Vergleich der Ergebnisse für die Referenzmodelle „ALB2012 kalibriert“ und „ALB2016 kalibriert“

Berechnungsnetz	**WUA[m^2] 12 m^3/s**	**WUA[m^2] 20 m^3/s**	**WUA[m^2] 25 m^3/s**	**WUA[m^2] 40 m^3/s**	**WUA[m^2] 64 m^3/s**
QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2012“	11354	13303	13639	13318	10045
QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2016“	12333	14183	14894	15183	12193

In Abbildung 5.68 werden die Habitateignungen des untersuchten Gewässerabschnitts für die juvenile Äsche bei den Abflüssen Q = 12 m^3/s, 20 m^3/s, 25 m^3/s, 40 m^3/s und 64 m^3/s für das kalibrierte Referenzmodell (QP02-E4Q-0.5x1m) auf Basis der Geometrie ALB2016 dargestellt. Die größte gewichtete nutzbare Fläche ergibt sich beim kleinsten Abfluss Q = 12 m^3/s und reduziert sich kontinuierlich mit steigendem Abfluss. Der Wert für Q = 64 m^3/s ist bedingt durch die strömungsberuhigte Zone im Auslaufbereich etwas erhöht (Werte siehe Tabelle 5.11). Der Seitenarm bietet bei den niedrigen Abflüssen noch Flächen mit hoher Habitateignung für

die juvenile Äsche. Mit steigendem Abfluss reduzieren sich die Flächen dort jedoch auch stark auf die Randbereiche der benetzten Fläche.

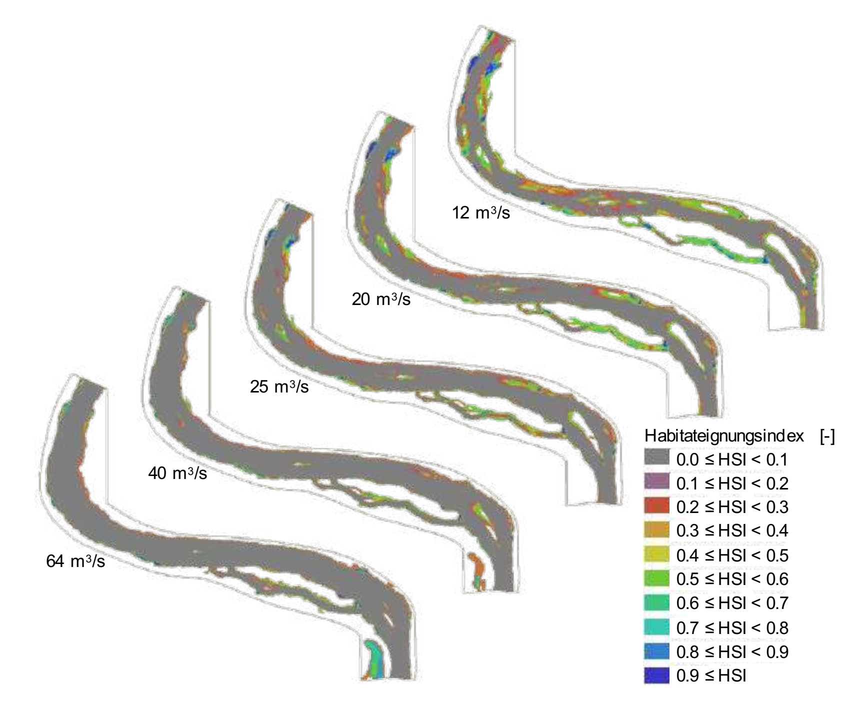


Abb. 5.68: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche für verschiedene Abflüsse unter Verwendung des kalibrierten Referenzmodells und der Geometrie ALB2016

In Abbildung 5.69 werden für Q = 12 m^3/s und Q = 64 m^3/s vergleichend die Ergebnisse des Habitatmodells für die adulte Äsche auf Basis der Geometrie ALB2012 und ALB2016 dargestellt. Für die juvenile Äsche verbessert sich im Gegensatz zur adulten Äsche die Situation nicht gesamtheitlich. Beim Abfluss Q = 12 m^3/s ergibt sich noch ein etwas erhöhter Wert für die gewichtete nutzbare Fläche, während für die höheren Abflüsse der Wert tendenziell niedriger liegt. Bei Q = 12 m^3/s verschieben sich die Areale mit hoher Habitateignung örtlich leicht von 2012 bis 2016. Im oberstromigen Teil ergeben sich etwas mehr und größere Bereiche mit hohen Habitateignungen bei ALB2016. Im unterstromigen Bereich, speziell in der Nähe des Auslaufs, verschlechtert sich die Habitatsituation jedoch etwas im Vergleich zu ALB2012. Bei ALB2016 wird der zweite Arm im Einlaufbereich des Seitenarms schon bei Niedrigwasser benetzt, womit dort ein Bereich mit mittelhohen Habitateignungen für die juvenile Äsche entsteht. Bei Q = 64 m^3/s ergeben sich lediglich sehr geringe Unterschiede. Die Bereiche mit mittlerer bis hoher Habitateignung sind nur im Randbereich der benetzten Fläche zu finden.

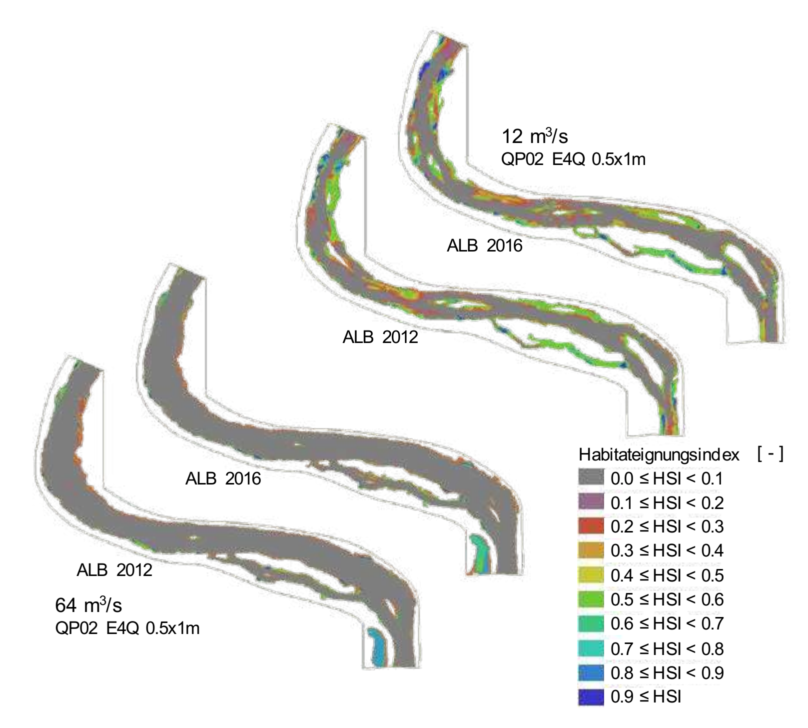


Abb. 5.69: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche für $Q = 12\ m^3/s$ und $Q = 64\ m^3/s$ - Vergleich der Ergebnisse der Referenzmodelle „ALB2012 kalibriert“ und „ALB2016 kalibriert“

In Tabelle 5.11 sind vergleichend die gewichteten nutzbaren Flächen für die juvenile Äsche für die Referenzmodelle „ALB2012 kalibriert“ und „ALB2016 kalibriert“ aufgelistet.

Tab. 5.11: Gatzaue - Ergebnisse der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) für die juvenile Äsche - Vergleich der Ergebnisse für die Referenzmodelle „ALB2012 kalibriert“ und „ALB2016 kalibriert“

Berechnungsnetz	**WUA[m^2] 12 m^3/s**	**WUA[m^2] 20 m^3/s**	**WUA[m^2] 25 m^3/s**	**WUA[m^2] 40 m^3/s**	**WUA[m^2] 64 m^3/s**
QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2012“	7595	5879	5110	3589	3377
QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2016“	8086	5729	4556	3138	3370

Plausibilität Ergebnisse ALB2016

Im Folgenden werden Auszüge der Ergebnisse aus dem HN- und Habitatmodell auf einem hochauflösenden Luftbild des Gewässerabschnittes dargestellt. Aus dem HN-Modell wird die Anschlaglinie des jeweiligen Abflusses gezeigt und aus dem Habitatmodell die zugehörige Verteilung der Habitateignung. Auf diese Weise kann detailliert eingeschätzt werden, inwieweit die Modellergebnisse den tatsächlichen Gegebenheiten entsprechen. Zur Darstellung wird ein mit einer Drohne aufgenommenes hochauflösendes Luftbild vom 24. November 2017 und Modellergebnisse für die Geometrie ALB2016 verwendet.
Der Abfluss bei Aufnahme des Luftbilds liegt zwischen 7 und 8 m^3/s, entspricht somit einem Niedrigwasserabfluss. Aus der Vielzahl der Habitatsimulationen wurden Ergebnisse für die adulte Äsche beim Abfluss $Q = 12\ m^3/s$ ausgewählt, da dies dem Abfluss der Luftbildaufnahme näherungsweise entspricht und somit eine gute Vergleichbarkeit gegeben ist.

In Abbildung 5.70 sind die Ergebnisse für den unterstromigen Bereich des Gewässerabschnittes nahe des Auslaufbereichs dargestellt. Die Wasseranschlagslinie scheint sehr plausibel zu sein. Im linken oberen Bereich der Abbildung kommt es jedoch zu Abweichungen im Bereich einer buhnenartigen Verbauung. Dies kann dadurch erklärt werden, dass die Verbauung im Zeitraum zwischen luftgestützter Geländevermessung (ALB Dezember 2016) und Luftbildaufnahme (November 2017) errichtet wurde und im HN-Modell noch nicht berücksichtigt werden konnte.
Der Bereich mit hohen Habitateignungen unterstrom und im Rückstrombereich einer kleinen Blockschüttung wurde im Rahmen der Feldmessungen von vor Ort angetroffenen Fischern als Einstandsbereich großer Äschen genannt. Die Simulationsergebnisse des Habitatmodells stimmen somit mit diesen Aussagen überein, wodurch das Habitatmodell in diesem Bereich bestätigt werden kann.

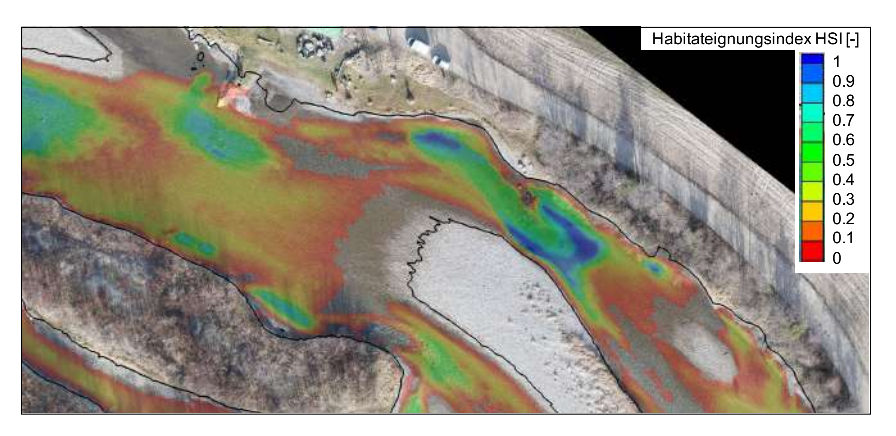


Abb. 5.70: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für $Q = 12\ m^3/s$ unter Verwendung des Referenzmodells „ALB2016 kalibriert“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

In Abbildung 5.71 sind die Ergebnisse für den mittleren Teil des Gewässerabschnittes im Bereich des Abzweigs des Seitenarms dargestellt. Die Wasseranschlagslinie scheint sehr plausibel zu sein, der Einlaufbereich in den Seitenarm mit zwei kleinen Armen wird in der Simulation sehr gut wiedergegeben. Die Blöcke im Bereich der Rampe werden ebenfalls sehr exakt dargestellt. Oberstrom und unterstrom der Rampe, in Bereichen mit größeren Wassertiefen und geringerer

Fließgeschwindigkeit, ergeben sich Zonen mit hoher Habitateignung für die adulte Äsche.

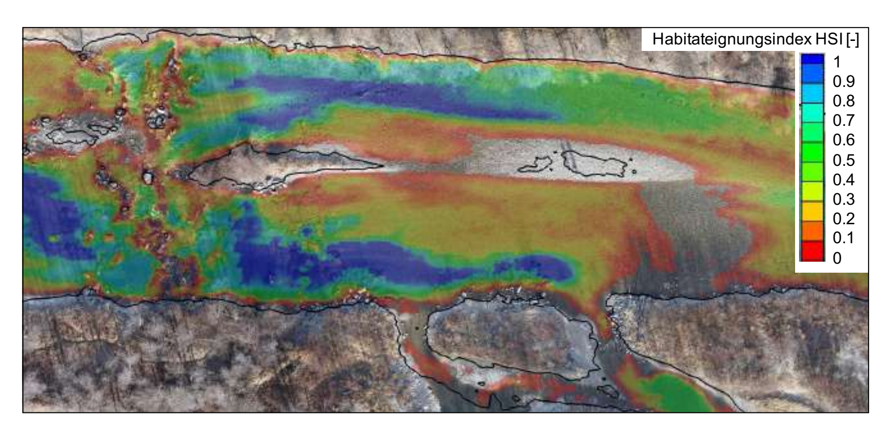


Abb. 5.71: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells „ALB2016 kalibriert“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

In Abbildung 5.72 sind die Ergebnisse für den Teil oberstrom der Rampe dargestellt. Die Anschlaglinie scheint ebenfalls sehr plausibel zu sein. Die buhnenartige kleine Blockschüttung in der Mitte unten wird adäquat wiedergegeben.
In diesem Bereich des Gewässerabschnittes ergibt sich beim Niedrigwasserabfluss Q = 12 m^3/s eine relativ große Zone mit hoher Habitateignung im strömungsberuhigten Staubereich der Rampe.

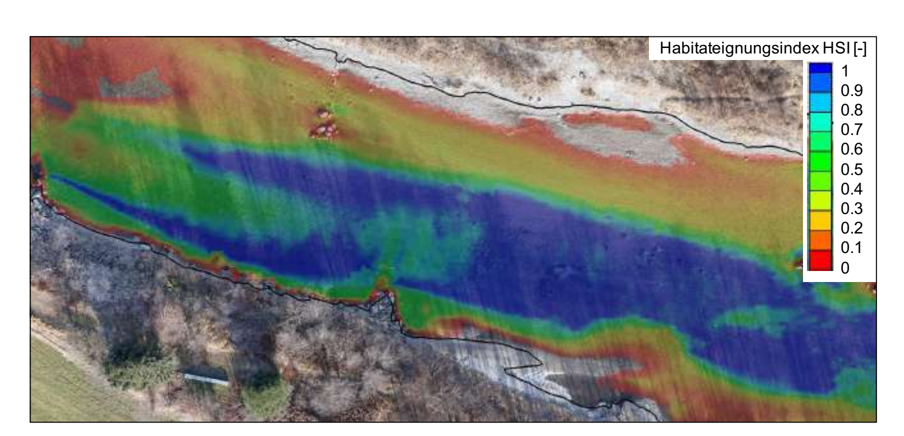


Abb. 5.72: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells „ALB2016 kalibriert“, Detailauszug im oberstromigen Bereich vor einem Orthofoto

5.1.5.4 Diskussion der Ergebnisse und Detailauszüge

Kern der Arbeiten in diesem Kapitel ist der Vergleich der Ergebnisse des Habitatmodells, die auf Basis von Eingangsdaten mit unterschiedlicher räumlicher Auflösung und Kalibriergüte erzeugt wurden. Das Habitatmodell wurde mit einer hohen räumlichen Auflösung von etwa 0,5 m betrieben. Dies entspricht in etwa der räumlichen Auflösung, die für das HN 2D Referenzmodell verwendet wurde. Bei der Übertragung der Eingangsdaten aus dem HN 2D Modell ins Habitatmodell geht somit keine Information verloren.
Die Ergebnisse des Habitatmodells werden einerseits optisch und andererseits auf Basis der berechneten gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) miteinander verglichen. Statistische Kennwerte werden zum Vergleich der Grundlagenauflösung nicht ermittelt. Außerdem wird dargestellt, inwieweit sich die Habitateignung zeitlich durch morphodynamische Prozesse im Gewässer verändert.
Für die hydraulischen Untersuchungen in Kapitel 5.1.3 wurde ein ca. 1700 m langer Abschnitt modelliert, dessen oberstromige Hälfte sehr naturnah und gut zugänglich ist. Die unterstromige Hälfte ist mit festen Uferverbauungen versehen, weist annähernd eine konstante Breite auf und ist schlecht zugänglich (vergleiche Abbildung 4.3). Die Habitatmodellierung wurde nur für die oberstromige, naturnahe Hälfte des Abschnittes durchgeführt, da für diesen Teil die Substratkartierung durch die gute Zugänglichkeit durchgeführt werden konnte. Für den unterstromigen Teil fehlen Informationen zur Substratzusammensetzung.
Für den gesamten 1700 m langen Abschnitt wurden in Kapitel 5.1.3 mittlere Abweichungen der Berechnungsergebnisse der lokalen Strömungsvariablen bezogen auf ein Referenzmodell berechnet. Diesen Modellen liegt die Annahme eines über den gesamten Abschnitt konstanten Rauheitsbeiwertes $k_{St} = 30\ m^{1/3}/s$ zugrunde. Im Rahmen der Kalibrierung (vergleiche Kapitel 5.1.2) wurde gezeigt, dass die tatsächlichen hydraulischen Verhältnisse im oberstromigen Teil des Abschnittes dadurch nicht akkurat abgebildet werden. Dort befindet sich eine Rampe mit großen Blöcken, die sich durch einen Aufstaueffekt hydraulisch auf den oberstromigen Bereich auswirkt. Im Vergleich zum unkalibrierten Modell ergeben sich im kalibrierten Modell dort höhere Wassertiefen und geringere Fließgeschwindigkeiten. Es konnte gezeigt werden, dass sich die detailgetreue Abbildung der Gewässerhydraulik auf die Ausweisung der Habitateignung auswirkt. Im kalibrierten Modell ist die Habitateignung für die adulte Äsche insgesamt größer als im unkalibrierten Modell. Für die juvenile Äsche trifft dies lediglich bei Niedrigwasser zu. Bei höheren Abflüssen wirkt sich die Kalibrierung kaum auf die Ergebnisse des Habitatmodells für die juvenile Äsche aus.

Wie in Kapitel 5.1.3 beschrieben, werden drei Geländemodelle (QP02, QP20, QP40) zur Berechnung von Eingangsdaten verwendet. Es zeigte sich eindeutig, dass mit den beiden Geländemodellen QP20 und QP40 die hydraulischen Verhältnisse nicht in ausreichendem Maße wiedergegeben werden. Die Genauigkeit in der Berechnung der lokalen Strömungsvariablen ist nicht ausreichend. Teilweise werden die Fließwege durch das ungenaue Geländemodell falsch berechnet, was zu massiven Fehlern in der weiteren Interpretation der Daten führt.
Auf Basis des Geländemodells QP02 wurden Berechnungsnetze (Vierecknetze) in einer räumlichen Auflösung von 0,5 x 1 m bis 3 x 6 m zur Berechnung der Eingangsdaten verwendet. Es konnte gezeigt werden, dass die Ergebnisse des Habitatmodells sowohl für die adulte als auch die juvenile Äsche auf Basis von QP02-E4Q-1x3m optisch nur geringfügig von denen des Referenzmodells abweichen. Die ermittelten Werte der gewichteten nutzbaren Flächen weichen ebenfalls über das gesamte untersuchte Abflussspektrum nur geringfügig ab. In Kapitel 5.1.3 ergaben sich mittlere Abweichungen bei der Berechnung der lokalen Wassertiefe für QP02-E4Q-1x3m je nach Abfluss von 3 - 4 cm . Die mittleren Abweichungen bei der Berechnung der lokalen Fließgeschwindigkeiten betragen 7 - 9 cm/s. Abweichungen in dieser Größenordnung sind im Kontext der Habitatmodellierung somit akzeptabel.

Die mittleren Abweichungen bei der Berechnung der lokalen Wassertiefe für das Modell QP02-E4Q-3x6m ergeben sich zu 8 - 10 cm und die mittleren Abweichungen bei der Berechnung der lokalen Fließgeschwindigkeiten betragen 14 - 15 cm/s. Die Gewässerform ist im Modell QP02-E4Q-3x6m noch gut dargestellt. Die Geländeformen werden jedoch geglättet und kleine bis sehr kleine Strukturen können nicht mehr dargestellt werden. Abhängig von der Größe von relevanten Strukturen, wie beispielsweise gewässerberuhigten Rückstromzonen, Blöcken oder kleinen Nebengerinnen, muss dann mit Informationsverlusten gerechnet werden. Es zeigte sich, dass die Ergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche im Hauptflussschlauch noch wenig vom Referenzmodell abweichen, im kleinstrukturierten Seitenarm ergeben sich jedoch schon deutliche Abweichungen. Dies gilt für die Ergebnisse für die juvenile Äsche in etwas verstärkter Form.

Im Folgenden sind Details der Ergebnisse des HN 2D-Modells und des Habitatmodells dargestellt, mit denen ein Eindruck zur vertieften Beurteilung der Modellergebnisse ermöglicht wird.

In den Abbildungen 5.73 bis 5.75 sind die berechneten Wassertiefen der Modelle QP02-E4Q-0.5x1m, QP02-E4Q-1x3m und QP02-E4Q-3x6m für den Abfluss $Q = 12\ m^3/s$ für einen Detailauszug im unterstromigen Bereich des Gewässerabschnittes vor dem Orthofoto aus 2017 zu sehen. Abbildung 5.73 zeigt die Ergebnisse für das Referenzmodell mit einer, speziell im Randbereich, fein ausdifferenzierten Verteilung von kleinen und großen Wassertiefen. Diese Verteilung lässt sich bei den beiden anderen Modellen ebenfalls gut erkennen, die Randbereiche wirken jedoch etwas geglättet. Bei allen Darstellungen ist derart vorgegangen worden, dass nicht die originale Wassertiefen-Datei zur Darstellung verwendet worden ist, sondern eine Wassertiefen-Datei, die aus der Differenz des Wasserspiegels mit den Geländehöhen generiert worden ist (vergleiche Kapitel 5.1.3.2 - Umgang mit Randbereichen von benetzten Flächen). Durch diese Vorgangsweise wird die Wasseranschlagslinie möglichst realistisch wiedergegeben. Beim Vergleich der Ergebnisse aus den drei Modellen stimmt die so gewonnene Information über die Wasseranschlagslinie weitgehend überein.

In den Abbildungen 5.76 bis 5.78 sind die berechneten Habitateignungen für die adulte Äsche für die Modelle QP02-E4Q-0.5x1m, QP02-E4Q-1x3m und QP02-E4Q-3x6m für den Abfluss $Q = 12\ m^3/s$ für einen Detailauszug im unterstromigen Bereich des Gewässerabschnittes vor dem Orthofoto aus 2017 dargestellt.
Die Verteilung der Habitateignung unterscheidet sich für die Modelle im Hauptflussschlauch, ähnlich der Wassertiefenverteilung, nicht wesentlich. Lediglich ein geglätterter, verschmierter Eindruck entsteht bei Verringerung der Auflösung des Berechnungsnetzes. Im Referenzmodell und dem Modell E4Q-1x3m ergeben sich im Seitenarm noch größere Bereiche mit niedrigen Habitateignungen, welche im Modell E4Q-3x6m nicht mehr wiedergegeben werden. Die Bereiche mit hoher Habitateignung bleiben beim Modell E4Q-3x6m örtlich erhalten, die Ausdehnung entspricht jedoch nicht mehr dem Detailgrad des Referenzmodells.
In den Abbildungen 5.79 und 5.80 sind zusätzlich die Ergebnisse des Modells PW-E4Q-0.5x1m dargestellt, welches die gesamte Punktwolke (PW) als grundlegendes Geländemodell verwendet. In Abbildung 5.79 sind die mit diesem Modell berechneten Wassertiefen für den unterstromigen Detailauszug zu sehen. In Abbildung 5.80 ist die zugehörige Verteilung der Habitateignung für die adulte Äsche dargestellt. Bei der Berechnung der Wassertiefen ergeben sich kleinere Unterschiede zum Referenzmodell, speziell im Bereich des Kolkes. Für die Ermittlung der Habitateignung spielen diese feinen Unterschiede jedoch eine untergeordnete Rolle.

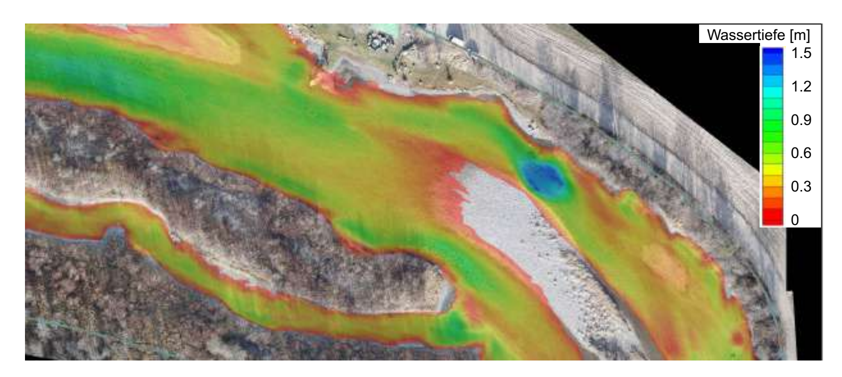


Abb. 5.73: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Wassertiefen für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

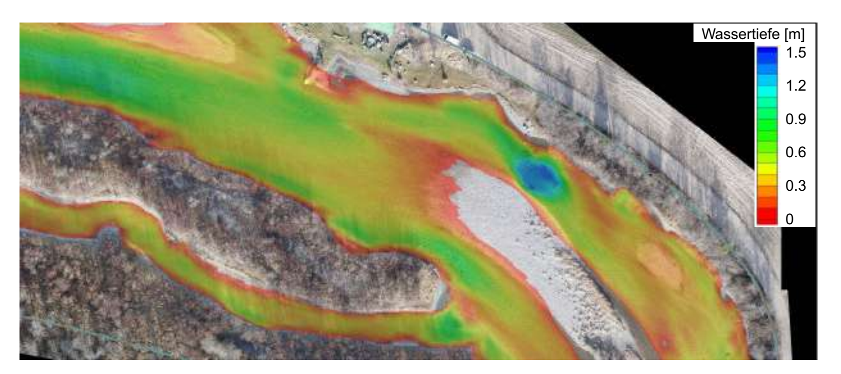


Abb. 5.74: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Wassertiefen für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-1x3m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

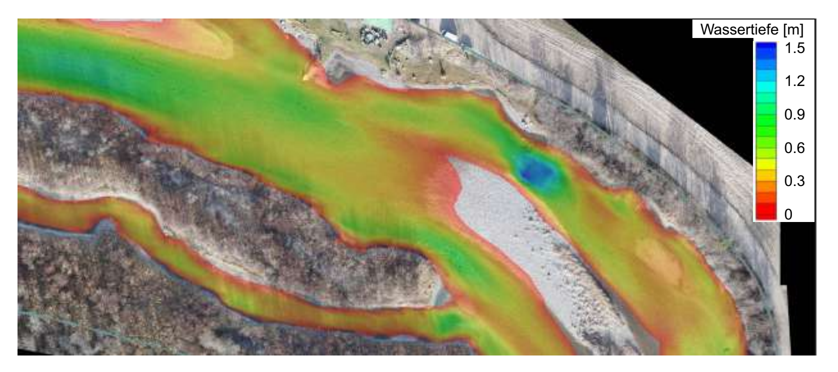


Abb. 5.75: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Wassertiefen für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-3x6m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

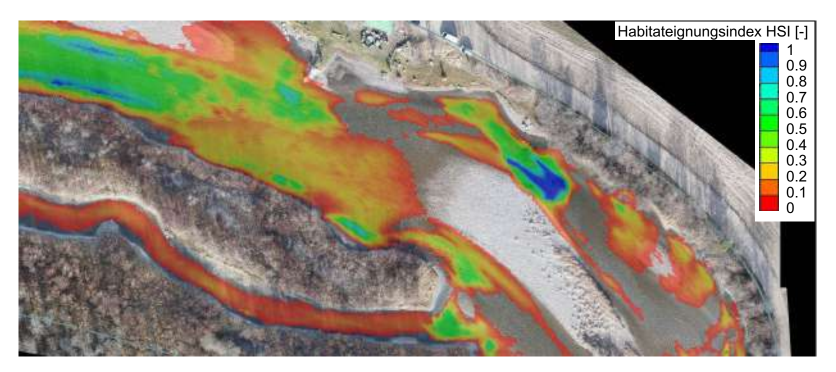


Abb. 5.76: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

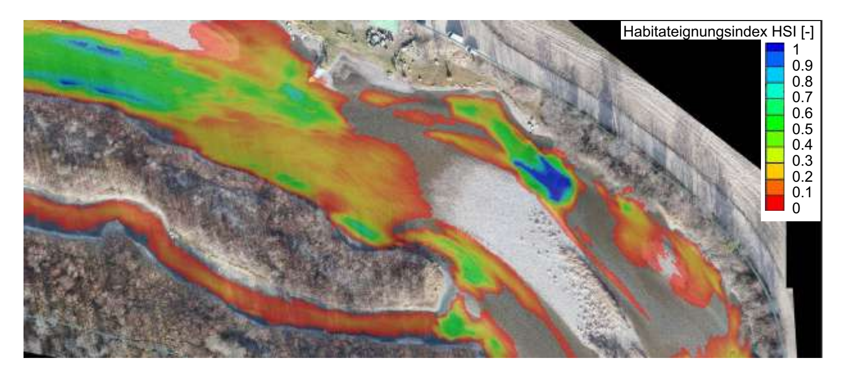


Abb. 5.77: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-1x3m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

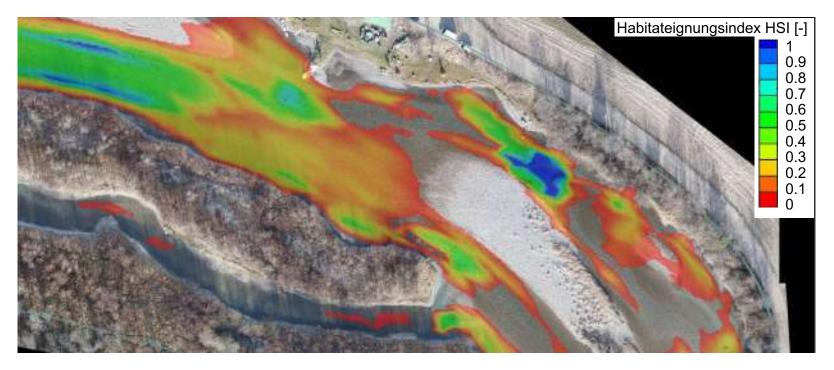


Abb. 5.78: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-3x6m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

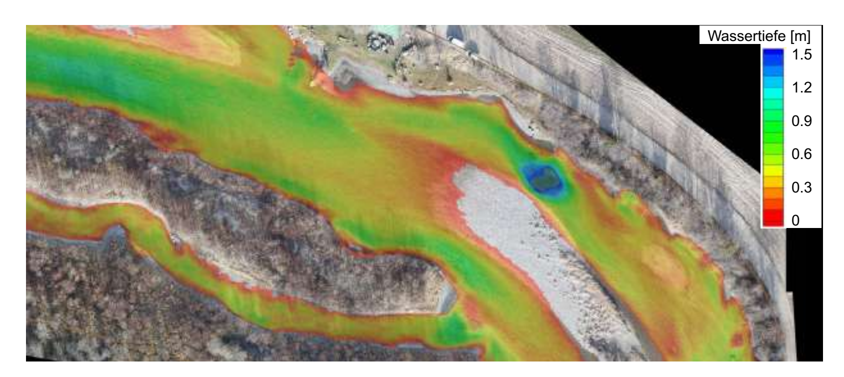


Abb. 5.79: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Wassertiefen für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells PW-E4Q-0.5x1m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

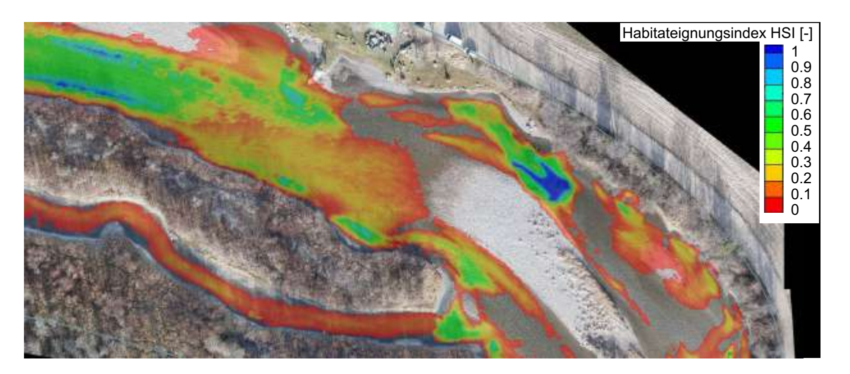


Abb. 5.80: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells PW-E4Q-0.5x1m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im unterstromigen Bereich vor einem Orthofoto

In den Abbildungen 5.81 bis 5.83 sind die berechneten Wassertiefen der Modelle QP02-E4Q-0.5x1m, QP02-E4Q-1x3m und QP02-E4Q-3x6m für den Abfluss Q = 12 m^3/s für einen Detailauszug im mittleren Bereich des Gewässerabschnittes vor dem Orthofoto aus 2017 dargestellt.
Zur Darstellung der Wassertiefen wurde die Differenz aus Wasserspiegelhöhe und Geländehöhe gebildet. Die Verteilung der Wassertiefen unterscheidet sich für das Referenzmodell und das Modell QP02-E4Q-1x3m nur unwesentlich. Beim Modell QP02-E4Q-3x6m kommt es zu größeren Ungenauigkeiten. Die Bereiche mit großen Wassertiefen werden nicht mehr akkurat abgebildet und im Seitenarm ergibt sich ein etwas verengter Fließquerschnitt.

In den Abbildungen 5.84 bis 5.86 sind die berechneten Habitateignungen für die adulte Äsche für die Modelle QP02-E4Q-0.5x1m, QP02-E4Q-1x3m und QP02-E4Q-3x6m für den Abfluss Q = 12 m^3/s für einen Detailauszug im mittleren Bereich des Gewässerabschnittes vor dem Orthofoto aus 2017 dargestellt.
Die Verteilung der Habitateignung unterscheidet sich für die Modelle im Hauptflussschlauch, ähnlich der Wassertiefenverteilung, nicht wesentlich. Lediglich ein geglätterter, verschmierter Eindruck entsteht bei Verringerung der Auflösung des Berechnungsnetzes. Insgesamt wird die

Habitateignung im Modell E4Q-3x6m im Vergleich zum Referenzmodell etwas unterschätzt.

In den Abbildungen 5.87 bis 5.90 sind die berechneten Habitateignungen für die juvenile Äsche für die Modelle QP02-E4Q-0.5x1m, PW-E4Q-0.5x1m, QP02-E4Q-1x3m und QP02-E4Q-3x6m für den Abfluss Q = 12 m^3/s für einen Detailauszug im mittleren Bereich des Gewässerabschnittes vor dem Orthofoto aus 2017 dargestellt.
Dadurch, dass zur Habitatmodellierung die originale Wassertiefen-Datei verwendet wurde, ergeben sich im Randbereich der Modelle E4Q-1x3m und E4Q-3x6m Ungenauigkeiten in der Darstellung der Habitateignung. Wie in Kapitel 5.1.3.2 dargestellt, wird die benetzte Fläche bei Verwendung der originalen Wassertiefen-Datei überschätzt. Mit Vergröberung der Auflösung des Berechnungsnetzes vergrößert sich diese Ungenauigkeit. In Abbildung 5.90 sind daher die Flächen mit Habitateignung deutlich größer als im Referenzmodell. Die grünen Flächen (Habitateignungsindex HSI im Bereich von 0,5) im Randbereich ergeben sich durch Annahme einer Benetzung mit geringen Wassertiefen, obwohl die Flächen unbenetzt sind und sich die Wasseranschlagslinie weiter im Flussschlauch befindet. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt im Seitenarm zu erkennen. Für die vergleichenden Auswertungen zur Auflösung wurden die originalen Wassertiefen-Dateien verwendet, wodurch die gewichteten nutzbaren Flächen für die Modelle mit grober Auflösung des Berechnungsnetzes überschätzt werden.
In Abbildung 5.91 sind die Ergebnisse der Verteilung der Habitateignung für die juvenile Äsche, die auf Basis der adaptierten Wassertiefen-Datei (DEPTH-Diff) erzeugt worden sind, dargestellt. In der Abbildung ist außerdem die ermittelte Wasseranschlagslinie enthalten. Die auf diese Weise ermittelte Verteilung der Habitateignung ähnelt derjenigen für das Referenzmodell deutlich stärker. Insgesamt verschwimmt die Verteilung jedoch etwas mehr als bei der Ermittlung der Habitateignung für die adulte Äsche. Außerdem ist der Fließquerschnitt speziell im Seitenarm etwas verengt und der als Habitat nutzbare Bereich somit reduziert. Die Werte für die nutzbaren Flächen für das Referenzmodell, das originale Modell QP02-E4Q-3x6m und das adaptierte Modell QP02-E4Q-3x6m ergeben sich zu 7595 m^2, 9033 m^2 und 6354 m^2. Der Referenzwert wird somit bei Verwendung der originalen Wassertiefen-Datei deutlich überschätzt und bei Verwendung der adaptierten Wassertiefen-Datei unterschätzt. Abschließend wurde für das Referenzmodell ebenfalls die adaptierte Wassertiefen-Datei verwendet und damit die gewichtete nutzbare Fläche berechnet, wobei sich ein Wert von 7116 m^2 ergab.
Für die adulte Äsche spielen die Rand- und Flachwasserbereiche als Habitat eine untergeordnete Rolle, da größere Wassertiefen bevorzugt werden. Die Ungenauigkeiten in der Abbildung der Randbereiche im HN- und Habitatmodell beeinflussen die Ergebnisse für die adulte Äsche somit nur sehr begrenzt. Die Werte für die gewichteten nutzbaren Flächen ergeben sich zu 9975 m^2, 10184 m^2 und 10103 m^2. Die Rand- und Flachwasserbereiche in der Nähe der Wasseranschlagslinie mit kleinen bis mittleren Wassertiefen und kleinen Fließgeschwindigkeiten sind jedoch als wertvolle Habitate für die juvenile Äsche von großer Bedeutung.

Die korrekte Übergabe der Ergebnisdateien aus dem HN-Modell ins Habitatmodell spielt somit eine große Rolle, wenn das Berechnungsnetz im HN-Modell eine relativ grobe Auflösung im Verhältnis zur Gewässergröße besitzt (hier am Beispiel des Seitenarms zu sehen) und Habitateignungen für die juvenile Äsche berechnet werden. Bei der Modellierung von Habitateignungen für die adulte Äsche ist die Auflösung des Berechnungsnetzes weniger entscheidend. Generell gilt dennoch, dass eine Vergröberung des Berechnungsnetzes immer mit Informationsverlusten einhergeht und nach Möglichkeit vermieden werden sollte.

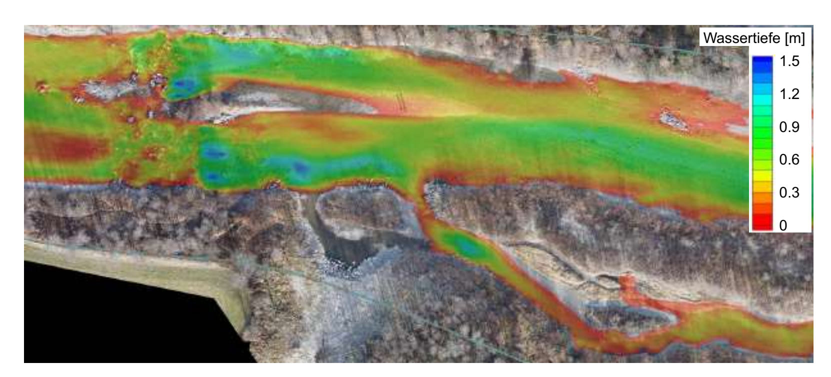


Abb. 5.81: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Wassertiefen für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

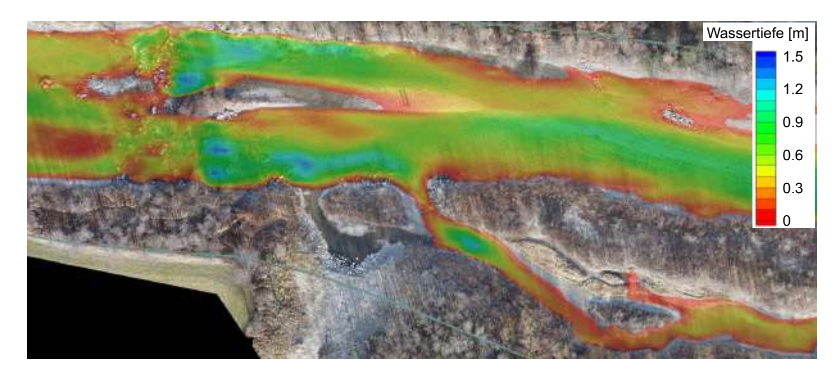


Abb. 5.82: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Wassertiefen für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-1x3m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

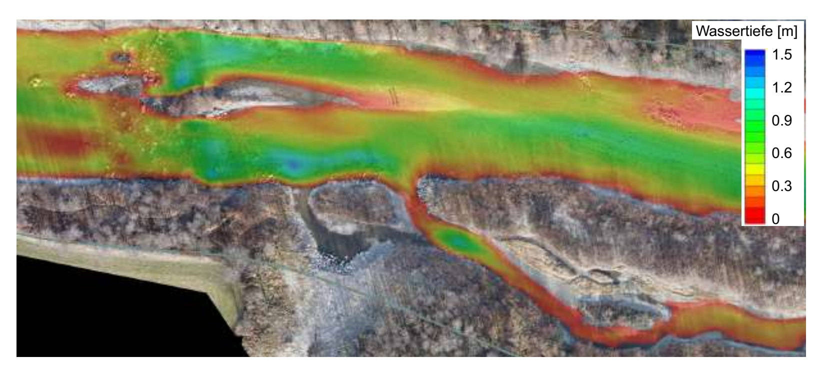


Abb. 5.83: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Wassertiefen für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-3x6m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

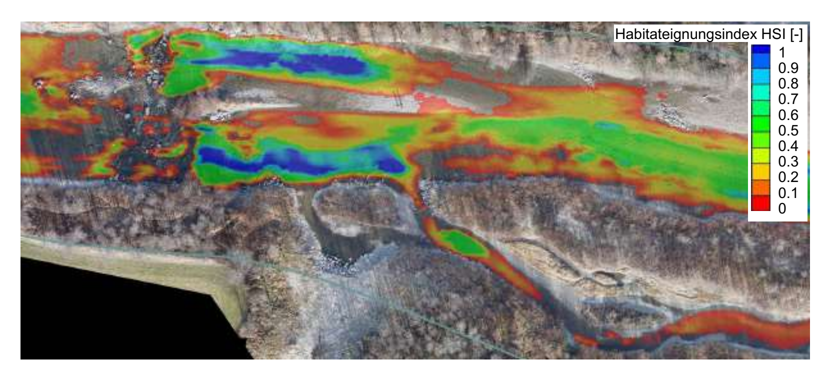


Abb. 5.84: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2012 $k_{St}30$“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

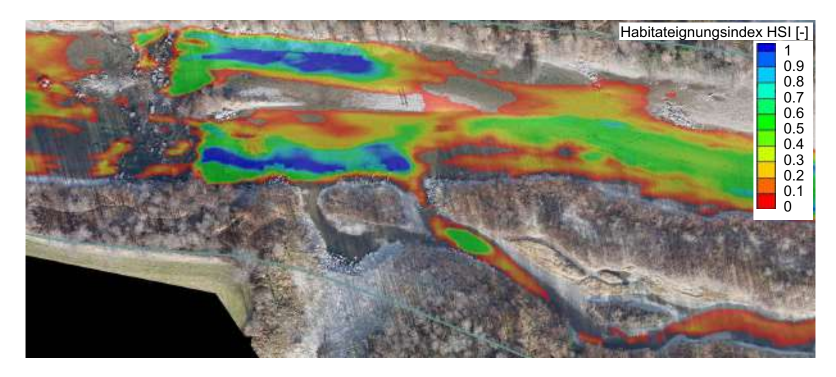


Abb. 5.85: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells QP02-E4Q-1x3m „ALB2012 $k_{St}30$“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

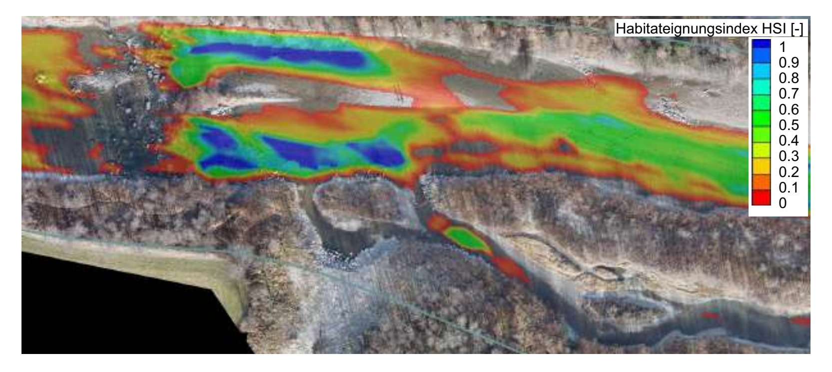


Abb. 5.86: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells QP02-E4Q-3x6m „ALB2012 $k_{St}30$“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

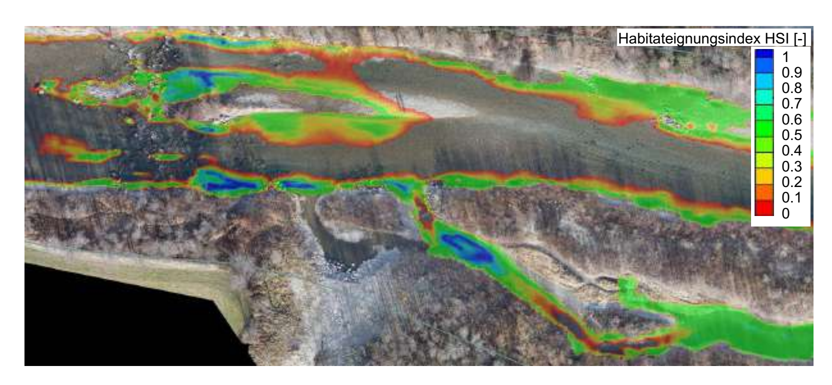


Abb. 5.87: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Referenzmodells QP02-E4Q-0.5x1m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

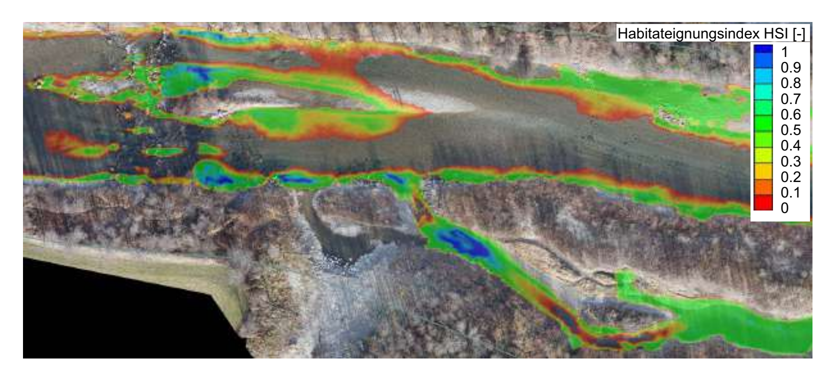


Abb. 5.88: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells PW-E4Q-0.5x1m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

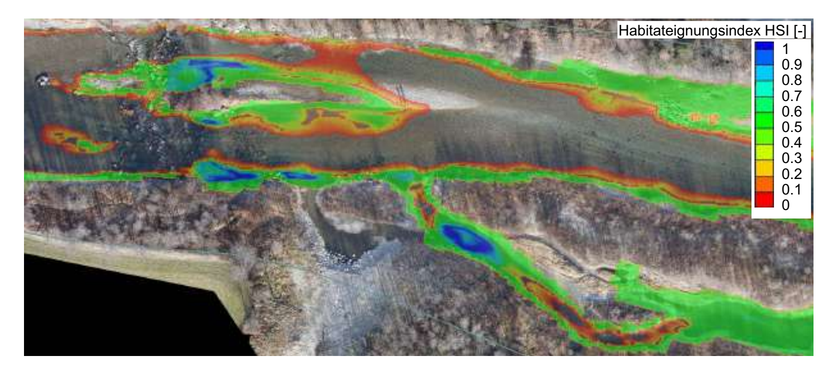


Abb. 5.89: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-1x3m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

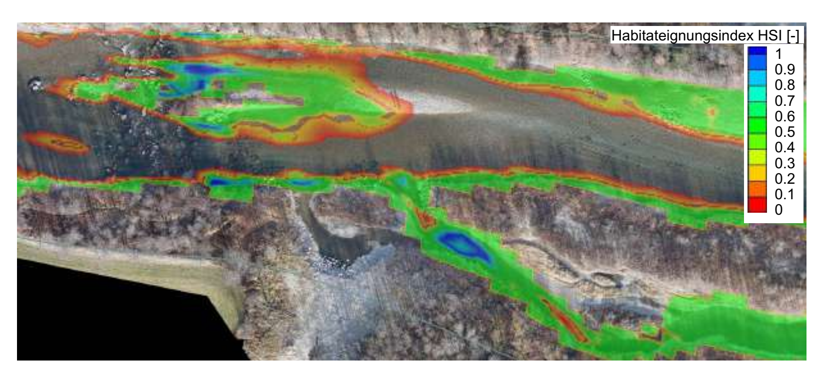


Abb. 5.90: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-3x6m „ALB2012 k_{St}30“, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

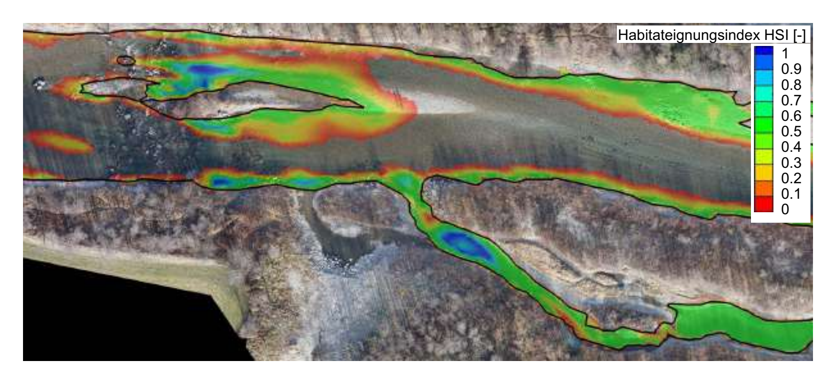


Abb. 5.91: Gatzaue - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche für Q = 12 m^3/s unter Verwendung des Modells QP02-E4Q-3x6m „ALB2012 k_{St}30“, Wasseranschllagslinie adaptiert, Detailauszug im mittleren Bereich vor einem Orthofoto

Generell gilt, dass sich die Auflösung des grundlegenden Geländemodells und des Berechnungsnetzes in der Berechnung der Habitateignung bemerkbar machen. Die Ergebnisse des Habitatmodells basierend auf einer Auflösung von bis zu 1 x 3 m im Vierecknetz entsprechen im Wesentlichen denen des Referenzmodells. Eine weitere Vergröberung der Auflösung ist mit zum Teil deutlichen Abweichungen verbunden. Die Verwendung der ins Habitatmodell eingehenden Wassertiefen aus der Differenz von berechnetem Wasserspiegel und Geländehöhe ist generell zu empfehlen, da sich ansonsten im Randbereich Ungenauigkeiten bemerkbar machen. Insbesondere hat dies Einfluss auf die Berechnung von Jungfischhabitaten. Die Verwendung der gesamten Punktwolke als Grundlagengeländemodell verbessert die Ergebnisse geringfügig im Vergleich zur Verwendung des Geländemodells QP02.
Dadurch, dass eine ALB Vermessung weitestgehend flächige Geländedaten in hoher Auflösung und Genauigkeit liefert, kann die hydraulische Situation flächig detailliert beschrieben werden. Limitierend wirken die verfügbaren Rechenkapazitäten und letztlich bleibt die Rechenzeit des HN-Modells der entscheidende Faktor bei der Wahl des zu wählenden Berechnungsnetzes.
Die Berechnungszeit des HN-Modells hängt von verschiedenen Faktoren ab. Wesentlich ist die Anzahl der Berechnungszellen und deren räumliche Auflösung, da durch das CFL-Kriterium der

interne Zeitschritt und somit die Dauer der Berechnung bestimmt wird (siehe Kapitel Grundlagen). In der vorliegenden Arbeit wurden ausschließlich Netze mit einer über das gesamte Gebiet einheitlichen räumlichen Auflösung benutzt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Wahl der notwendigen Auflösung vom Gelände und der Fragestellung abhängt. Die Nutzung von Berechnungsnetzen mit heterogener Verteilung der räumlichen Auflösung ist in der Praxis selbstverständlich verbreitet.
Für die Habitatmodellierung wurden ausschließlich Eingangsdaten benutzt, die mit dem HN-Modell Hydro_AS-2D basierend auf Vierecknetzen generiert wurden. In Kapitel 5.1.3 wurden auch Dreiecknetze und rasterbasierte Netze für HN 2D-Berechnungen mit Hydro_AS-2D verwendet. Die Ergebnisse aus diesem Kapitel zeigen, dass sich bei vergleichbarer räumlicher Auflösung keine wesentlichen Unterschiede bei der Darstellung der hydraulischen Verhältnisse abhängig von der Art des Netzes ergeben. Aus diesem Grund kann davon ausgegangen werden, dass die Ausweisung der Habitateignung ebenfalls nicht von Art des Berechnungsnetzes abhängt. Außerdem wurden HN-Berechnungen mit BASEMENT-Baseplane durchgeführt, welche nicht als Eingangsdaten für die Habitatmodellierung verwendet wurden. Da die Ergebnisse für das Referenzmodell im Wesentlichen mit den Ergebnissen von Hydro_AS-2D übereinstimmen, kann ebenfalls von vergleichbaren Ergebnissen im Habitatmodell ausgegangen werden.
Der Gewässerabschnitt an der Gatzaue ist mit zwei Bereichen von unterschiedlicher Größenordnung ausgestattet, der Hauptfluss und der Seitenarm. Anhand dieser Beispiele lässt sich erkennen, dass die gewählte Auflösung zur Berechnung der hydraulischen Variablen auch von der Größe des Gewässers und des Fließquerschnittes abhängt. Je kleiner das Gewässer, desto feiner sollte die Auflösung gewählt werden, um die Hydraulik ausreichend genau darstellen zu können. Bei der Ausweisung von Jungfischhabitaten wirkt sich dies aus oben genannten Gründen besonders aus. Für adulte Fische ist eine Mindestgröße des Gewässers zur Bereitstellung geeigneter Lebensbereiche von Bedeutung. Der Seitenarm bietet durch seine geringe Größe bei Niedrigwasser kaum geeignete Bereiche für die adulte Äsche und kann bei der Betrachtung des Habitatangebots vernachlässigt werden. Bei höheren Abflüssen ändert sich dies jedoch und muss mit einer geeigneten hohen Auflösung berücksichtigt werden.
Durch die Möglichkeit der Erzeugung von hochaufgelösten Luftbildern ergibt sich eine weitere wertvolle Datenquelle, die eine detaillierte Einschätzung der Darstellung der hydraulischen Situation und der darauf aufbauenden Verteilung der Habitateignung zulässt.

5.2 Flussabschnitt Lech - Litzauer Schleife

5.2.1 Berechnungsmodelle hydrodynamisch-numerische 2D-Modellierung

Vermessungsdaten liegen für die Litzauer Schleife ungefähr von Flusskilometer (Fkm) 132 bis 140 vor. Die Untersuchungen innerhalb dieser Dissertation beschränken sich jedoch auf ein Teilstück von ungefähr Flusskilometer 136 bis 140. Dieser Abschnitt ist der am einfachsten zugängliche Teil der Gesamtstrecke, für den folglich die meisten Vermessungsdaten vorliegen. Für den Hauptteil der Untersuchungen wird abschließend der Abschnitt zwischen Flusskilometer 136 und 137 herangezogen.
Wie in Kapitel 2.2.2 dargestellt, werden zur Erstellung von Berechnungsmodellen Geländeinformationen oder Geländemodelle und für die numerische Simulation ausgelegte Berechnungsnetze benötigt. Basierend auf den Erfahrungen und Ergebnissen für den Flussabschnitt der Gatzaue wird für den Flussabschnitt der Litzauer Schleife auf das Erstellen von Geländemodellen mit variierender räumlicher Auflösung verzichtet, da zur Darstellung von Habitaten ausschließlich hochaufgelöste Geländeinformationen von Nutzen sind. Lediglich ein hochaufgelöstes Geländemodell auf Einheitsrasterbasis mit einer Maschenweite von 25 cm ($DGM_{LS\text{-}R25}$) kommt somit zum Einsatz. Bei der Erstellung der Berechnungsnetze werden verschiedene Methoden angewendet und Netze mit variierender räumlicher Auflösung erzeugt. Analog zu Kapitel 5.1 werden die Berechnungsnetze mit dem Geländemodell verschnitten und die Berechnungsmodelle erzeugt. Eine Übersicht zu den erstellten Berechnungsnetzen ist in Tabelle 5.12 gegeben.

Tab. 5.12: Übersicht der verwendeten Berechnungsnetze für den Gewässerabschnitt an der Litzauer Schleife Fkm 136 - 137

Bezeichnung Netz	Knotenabstände	Anzahl Knoten	Anzahl Elemente	ø Fläche / Knoten
E3T-1m	1 m im Dreiecknetz	201705	400899	0,9 m^2
E3T-2m	2 m im Dreiecknetz	50583	99910	3,4 m^2
E3T-4m	4 m im Dreiecknetz	12724	24819	13,7 m^2
E4Q-0.5x1m	0,5 m senkrecht zur Fließrichtung, 1 m in Fließrichtung	349594	348713	0,5 m^2
E4Q-1x2m	1 m senkrecht zur Fließrichtung, 2 m in Fließrichtung	93029	92394	1,9 m^2
E4Q-2x4m	2 m senkrecht zur Fließrichtung, 4 m in Fließrichtung	23242	22936	7,5 m^2
E4Q-3x6m	3 m senkrecht zur Fließrichtung, 6 m in Fließrichtung	10427	10219	16,7 m^2

5.2.2 Kalibrierung Hydro_AS-2D

5.2.2.1 Grundlagen und Herangehensweise

Aus der Befliegung liegt ein flächiger Datensatz der Wasserspiegellagen beim Abfluss Q = 51 m^3/s vor, außerdem liegen punktartige Daten zu Wasserspiegellagen beim Abfluss Q = 25 m^3/s vor. Der Fokus bei der Kalibrierung liegt auf der Verwendung des flächigen Datensatzes aus der Befliegung. Die im folgenden dargestellte Vorgangsweise zur Kalibrierung des Modells soll einen möglichen Umgang mit flächig vorhandenen Informationen zur Wasserspiegellage bei bekanntem Abfluss darstellen. Die Kalibrierung beschränkt sich hierbei auf die Festlegung des Rauheitsmaßes als Fließwiderstand.

1. Simulation eines Abflusses unter Verwendung eines konstanten Rauheitsmaßes über das gesamte Modellgebiet

2. Vergleichende Auswertung des Simulationsergebnisses mit den Messdaten

3. Einteilung des Gebietes in Zonen konstanter Rauheit unter Verwendung der Ergebnisse aus 2.

4. Anpassung der Rauheitsbeiwerte für die unter 3. erzeugten Zonen unter Verwendung der Ergebnisse aus 2.

5. Erneute Simulation mit den Veränderungen aus 3. und 4.

Die Punkte 2 bis 5 sollten dann solange ausgeführt werden bis ein zufriedenstellendes Ergebnis erreicht ist oder ein vorher gesetztes Qualitätsmaß erfüllt ist. Die Anpassung der Rauheitsbeiwerte kann entweder händisch oder durch automatisierbare Algorithmen durchgeführt werden.
Bei der händischen Kalibrierung der Litzauer Schleife wurde festgestellt, dass mit gewissen Ungenauigkeiten in den Datensätzen gerechnet werden muss, was eine automatisierte Kalibrierung unter Umständen deutlich erschwert. Bei Verwendung von automatisierten Anpassungsalgorithmen ist unbedingt darauf zu achten, dass die Grundlagendatensätze gewisse Qualitätsmerkmale erfüllen und konsistent sind. Eine vorherige Prüfung ist unabdingbar und Anpassungen sind eventuell vorzunehmen, z. B. das Entfernen von Ausreißern im Wasserspiegeldatensatz.

Aufgrund der langen Rechenzeiten für das Untersuchungsgebiet bei Verwendung von hochaufgelösten Berechnungsmodellen wurde als erster Schritt lediglich eine reduzierte Kalibrierung für das Modell E3T-4m zwischen Fkm 136 und 140 auf Basis des Geländemodells $DGM_{LS\text{-}R25}$ durchgeführt. Anschließend wurde auf Basis der Ergebnisse für den Abschnitt Fkm 136 - 137 eine detailliertere Kalibrierung für das Modell E4Q-0.5x1m durchgeführt. Die Rechenzeiten für den verkürzten Abschnitt mit dem Modell E4Q-0.5x1m lassen eine angemessen effektive Arbeitsweise zu.
Die auf Basis des flächigen Wasserspiegeldatensatzes für Q = 51 m^3/s ermittelte Verteilung der Rauheitsbeiwerte wurde in Folge für Q = 25 m^3/s angewendet und mit dem vorliegenden Datensatz aus der Wasserspiegelfixierung verglichen.

5.2.2.2 Ergebnisse Kalibrierung

Für den Gewässerabschnitt Fkm 136 - 140 wurde als Ausgangsgröße ein konstantes Rauheitsmaß von $k_{St} = 25\ m^{1/3}/s$ gewählt. Das Ergebnis dieser Simulation wurde anschließend mit den Messdaten abgeglichen. Eine Darstellung der Differenzen zwischen Messdaten und Simulationsergebnis ist in Abbildung 5.92 (links) dargestellt. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde die Gewässerstrecke entsprechend den Punkten 2. bis 6. in Rauheitszonen eingeteilt und weitere Simulationen durchgeführt. In Abbildung 5.92 (rechts) ist das Ergebnis nach der 4. Anpassung (Variante 4) dargestellt. Die Einteilung der Materialzonen und die Anpassung der Rauheitsbeiwerte wurde in diesem Fall händisch ausgeführt.

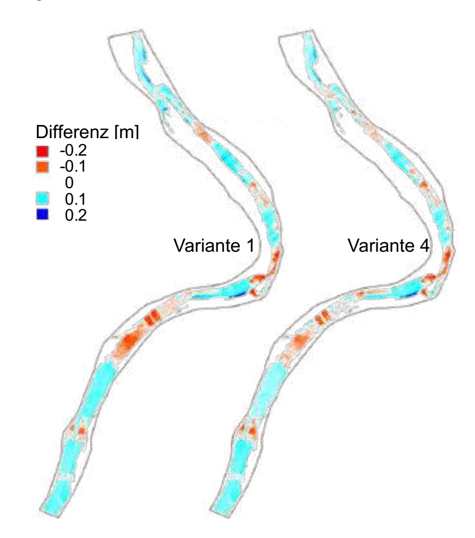


Abb. 5.92: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-140 - Darstellung der Differenzen der berechneten Wasserspiegellagen und der Messwerte aus der ALB-Vermessung für $Q = 51\ m^3/s$ für Variante 1(links) und Variante 4 (rechts)

In den Abbildungen 5.93 und 5.94 ist jeweils ein Längsschnitt des Gewässerabschnittes entlang des Talwegs dargestellt. In Abbildung 5.93 wird der gemessene Wasserspiegel mit dem aus der Simulation der Variante 4 verglichen. Eine großräumig sehr gute Übereinstimmung kann dabei festgestellt werden. In Abbildung 5.94 sind die Differenzen der berechneten und gemessenen Wasserspiegel für die Ausgangsvariante 1 und Variante 4 entlang des Längsschnittes aufgetragen. Für die Ausgangsvariante 1 wurde flächig der Rauheitsbeiwert $k_{St} = 25\ m^{1/3}/s$ angesetzt. Der Verlauf der Rauheitsbeiwerte k_{St} in Variante 4 ist ebenfalls in der Abbildung dargestellt. Dieser variiert zwischen den Werten von $23\ m^{1/3}/s$ und $29\ m^{1/3}/s$. Eine Reduzierung der Differenzen von Variante 4 gegenüber der Variante 1 ist entlang des Längsschnitts erkennbar. Im Bereich zwischen 2000 m und 2150 m des Längsschnittes ist ein Maximum der Differenzen erkennbar. Dieses wird vermutlich durch Ungenauigkeiten in der Messung hervorgerufen, da der Sprung des Wasserspiegels in der Simulation nicht nachvollzogen werden kann (vgl. dazu auch Abbildung 5.93 im gleichen Bereich des Längsschnittes). Ähnliches ist auch bei ca. 1150 m des Längsschnittes erkennbar, jedoch in schwächerer Form.

Beim statistischen Vergleich der Ergebnisse von Variante 1 und Variante 4 ergeben sich für die

Variante 1 ein Mittelwert der Differenzen von 0,023 m mit einer zugehörigen Standardabweichung $\sigma = 0{,}067$ m. Für Variante 4 ergibt sich eine Verbesserung zu einem Mittelwert von 0,020 m mit einer zugehörigen Standardabweichung $\sigma = 0{,}059$ m. Der Mittelwert der Differenzen verbessert sich leicht und die Schwankungsbreite um diesen Wert ebenfalls.

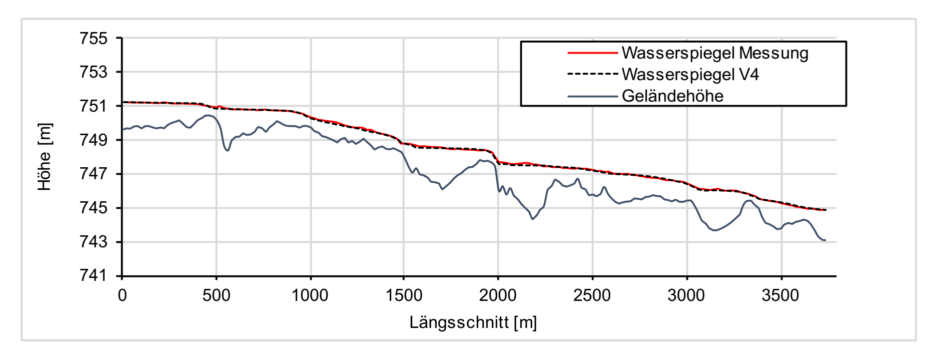


Abb. 5.93: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-140 - Längsschnitt des Wasserspiegels entlang des Talwegs - Vergleich des Simulationsergebnisses der Variante 4 und der Messwerte

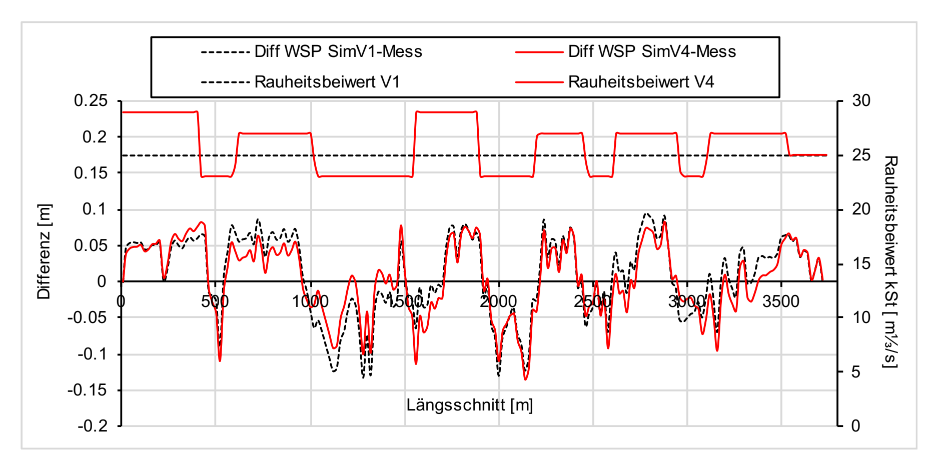


Abb. 5.94: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-140 - Längsschnitt der Wasserspiegeldifferenzen zwischen den Simulationsergebnissen der Varianten 1 und 4 und den Messwerten und Längsschnitt der verwendeten Rauheitsbeiwerte k_{St}

Nachfolgend werden die Ergebnisse für den verkürzten Abschnitt Fkm 136 - 137 mit dem Modell E4Q 0.5x1m dargestellt. Ausgehend von der Verteilung der Rauheitsbeiwerte aus dem ersten Teil der Kalibirierung wurde die Anpassung der Simulationsergebnisse an die Messwerte weiter verfeinert. Abbildung 5.95 zeigt einen Längsschnitt des Wasserspiegels der Variante 7 vergleichend zu den Messwerten. In den Abbildungen 5.96 und 5.97 sind die Längsschnitte der Differenzen zwischen Messwerten und Simulationsergebnissen mehrerer Simulationsvarianten und die dazugehörigen Längsschnitte der Rauheitsbeiwerte dargestellt.

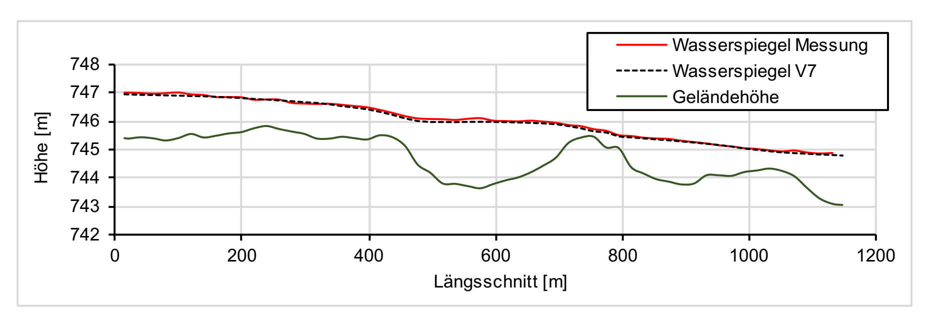


Abb. 5.95: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-137 - Längsschnitt des Wasserspiegels entlang des Talwegs - Vergleich des Simulationsergebnisses der Variante 7 und der Messwerte

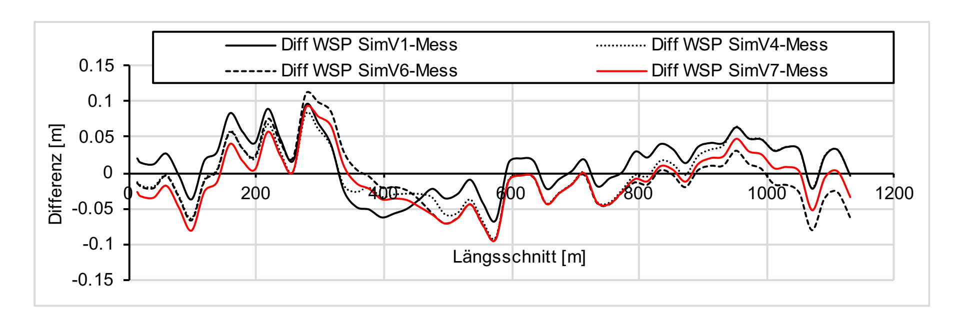


Abb. 5.96: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-137 - Längsschnitt der Wasserspiegeldifferenzen zwischen den Simulationsergebnissen der Varianten 1, 4, 6 und 7 und den Messwerten

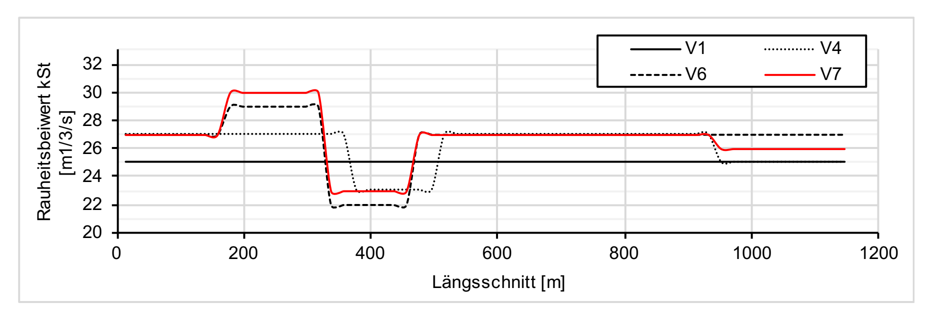


Abb. 5.97: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-137 - Längsschnitt der verwendeten Rauheitsbeiwerte k_{St} in den Simulationsvarianten

In Abbbildung 5.98 ist ein flächiger Vergleich der Differenzen zwischen Messwerten und Simulationsergebnissen für den Wasserspiegel für die Varianten 1, 4, 6 und 7 dargestellt.

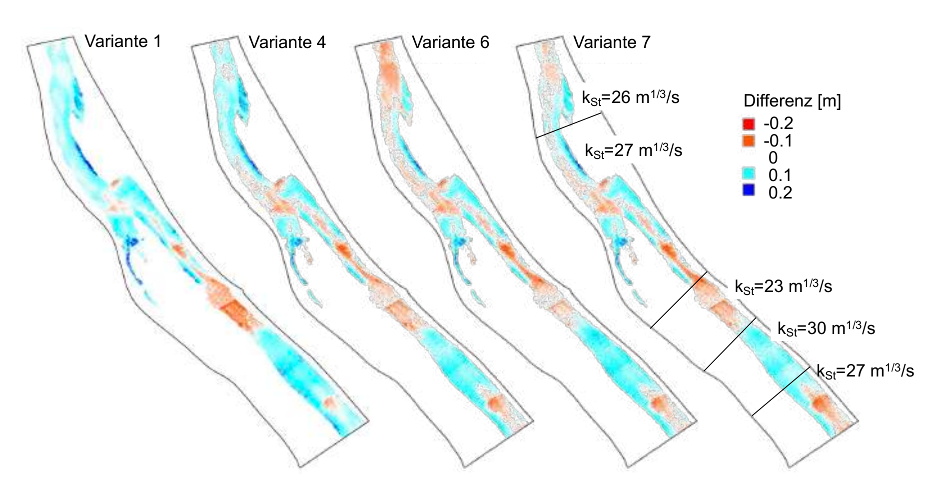


Abb. 5.98: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-137 - Darstellung der Differenzen zwischen berechnetem Wasserspiegel und den Messwerten aus der ALB-Vermessung für Q = 51 m^3/s für Variante 1, Variante 4, Variante 6 und Variante 7 (mit Angabe der Materialzonen und Rauheitsbeiwerte k_{St})

In Tabelle 5.13 sind die statistischen Werte der flächigen Auswertung des Wasserspiegels dargestellt. Es wurden verschiedene Kennzahlen der mittleren Abweichung zwischen Modellergebnis und Messdaten berechnet, welche als Kriterium zur Bewertung der Kalibrierungsgüte verwendet werden können.

Tab. 5.13: Litzauer Schleife Modell Fkm 136 - 137 - Übersicht der für die Variantenrechnungen ermittelten Kennzahlen der mittleren Abweichung zwischen Modellergebnis und Messdaten als Gütekriterium der Kalibrierung

Kennwert	**Variante 1**	**Variante 4**	**Variante 6**	**Variante 7**
Mittelwert Abweichung [m]	0,037	0,023	0,016	0,014
Maximum Abweichung [m]	0,315	0,296	0,28	0,288
Minimum Abweichung [m]	-0,129	-0,121	-0,138	-0,141
Standardabweichung [m]	0,079	0,059	0,055	0,052

Zur Prüfung der Güte der Messdaten des Wasserspiegels wurden beispielhaft im Abschnitt Fkm 136-137 eine Reihe von Querprofilen ausgewertet. Die Lage der Querprofile ist in Abbildung 5.99 dargestellt. Entlang der Querprofile werden jeweils die Ergebnisse der Simulationen der Varianten 1 und 7 mit den Messwerten verglichen. In Abbildung 5.100 sind die Daten für die Querprofile 1 bis 5 aufgetragen und in Abbildung 5.101 sind die Daten der Querprofile 6 bis 10 zu sehen. Außerdem ist je Querprofil eine Abbildung mit der Flusssohle hinzugefügt, um die Daten im Gelände einzuordnen.

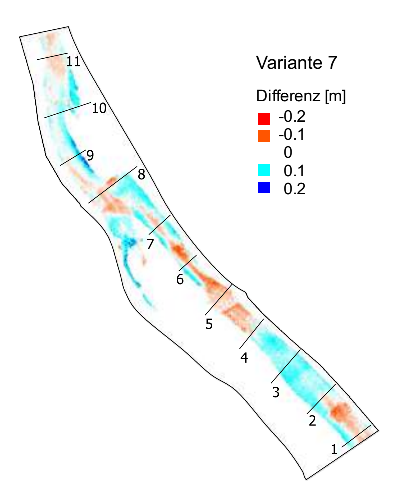


Abb. 5.99: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-137 - Darstellung der Differenzen zwischen berechnetem Wasserspiegel aus Variante 7 und den Messwerten aus der ALB-Vermessung für Q = 51 m^3/s und Übersicht der Querprofile für die weitere Auswertung

Bei Betrachtung der Querprofildaten zeigt sich, dass die Messdaten gewissen Schwankungen unterliegen. In den Querprofilen 1 bis 4, 6, 7, 9 ergibt sich aus der Simulation ein horizontaler Wasserspiegel, der in den Messdaten so nicht wiedergegeben wird. Eine Anpassung auf die Messdaten in diesem Bereich ist somit schwierig und auch nicht zielführend. Hier stellt eine Minimierung des Mittelwerts der Abweichungen mit Schwankungsbreite sicher ein gutes Qualitätsmaß dar, da die tatsächliche Höhe des Wasserspiegels nicht eindeutig ersichtlich ist. In Querprofil 8 ist die Charakteristik der Messdaten mit der Simulation gut wiedergegeben. In Querprofil 5 ist die Charakteristik ebenfalls gut wiedergegeben, jedoch das Höhenniveau der Messung kann in der Simulation nicht erreicht werden.

Im Längsschnitt in Abbildung 5.95 ist bei ca. 580 m ein kleiner Sprung des Wasserspiegels in den Messdaten erkennbar, der in dieser Form von der Simulation nicht dargestellt wird. Man kann vermuten, dass dieser Sprung durch Messungenauigkeiten hervorgerufen wird, da sich die Flusssohle in diesem Bereich eintieft und zumindest im Längsschnitt keine Unregelmäßigkeiten erkennbar sind.

Abschließend kann festgehalten werden, dass die Güte der Kalibrierung durch Unsicherheiten in den Messdaten einem Limit unterworfen ist und somit der Mittelwert und die Standardabweichung lediglich auf einen Minimalwert zulaufen.

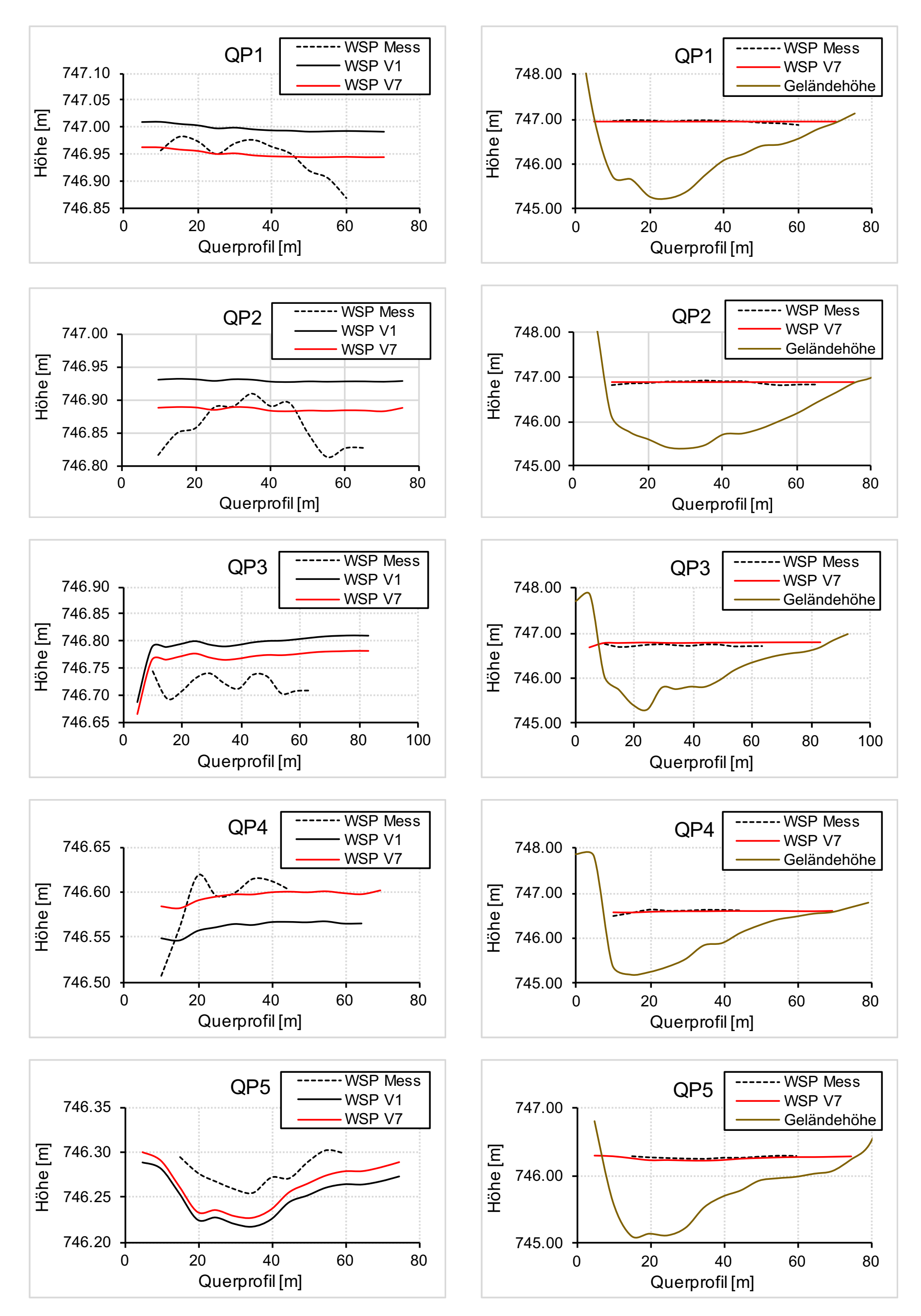


Abb. 5.100: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-140 - linke Seite: Vergleich der Simulationsergebnisse und Messdaten des Wasserspiegels für die Querprofile 1-5; rechte Seite: Vergleich der Simulationsergebnisse und Messdaten des Wasserspiegeles mit Darstellung der Flusssohle für die Querprofile 1-5

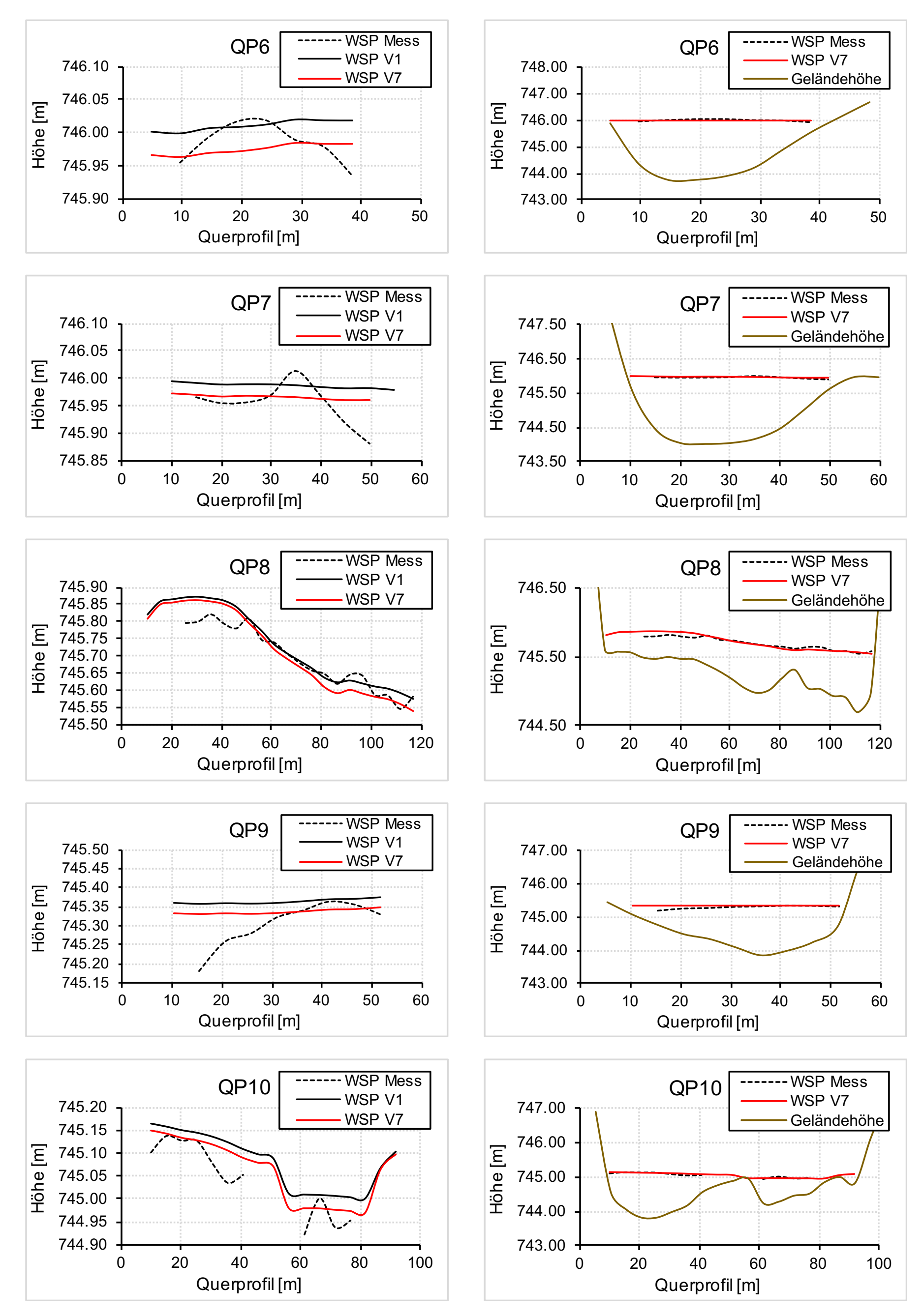


Abb. 5.101: Litzauer Schleife Modell Fkm 136-140 - linke Seite: Vergleich der Simulationsergebnisse und Messdaten des Wasserspiegels für die Querprofile 6-10; rechte Seite: Vergleich der Simulationsergebnisse und Messdaten des Wasserspiegeles mit Darstellung der Flusssohle für die Querprofile 6-10

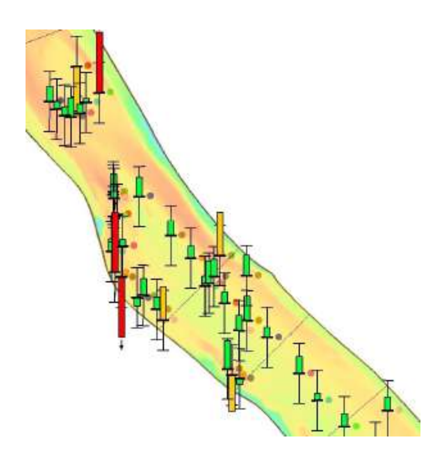
Im Folgenden werden die Ergebnisse für Q = 25 m^3/s für den Abschnitt Fkm 136 - 137 mit dem Modell E4Q-0.5x1m dargestellt. Die Verteilung der Rauheitsbeiwerte wurde aus dem Ergebnis für Q = 51 m^3/s übernommen (Variante 7). Die berechneten Wasserspiegellagen werden mit den terrestrisch erhobenen Messdaten für Q = 25 m^3/s verglichen, welche punktartig in Form der Wasseranschlagslinie aufgenommen wurden.
Die gemessenen Höhen an der Wasseranschlagslinie sollten den Geländehöhen des Berechnungsnetzes entsprechen. In Abbildung 5.102 (links) sind zur Prüfung die Differenzen zwischen den Geländehöhen aus dem Geländemodell $DGM_{LS\text{-}R25}$ und den Höhen der gemessenen Punkte an der Wasseranschlagslinie (WAL) in Form von „Calibration Targets“ mit einem Intervall von 0,1 m dargestellt. Der Großteil der Messpunkte der Wasseranschlagslinie liegt knapp unterhalb des Geländemodells (positiver Wert des „Calibration Targets“). Dies gilt vor allem für die Bereiche entlang der Kiesbänke. Der Mittelwert der betrachteten Differenzen $Höhe_{DGM\text{-}WAL}$ ergibt einen Wert von ca. 4 cm mit einem Maximum von 24 cm und einem Minimum von - 34 cm. Die größeren Werte ergeben sich in Bereichen mit starken Gefällewechseln des Geländes, beispielsweise an Steilufern.
Dadurch, dass der Großteil der Messdaten aus der Wasserspiegelfixierung unterhalb der Geländehöhe des Berechnungsnetzes liegt, können beide Attribute der Wasseranschlagspunkte (Höhe und räumliche Lage) in der Simulation nicht exakt wiedergegeben werden. Bei Entsprechung der Höhenwerte von Simulation und Messung, wird die benetzte Fläche unterschätzt und umgekehrt wird bei Entsprechung der räumlichen Lage der Anschlagslinie der Höhenwert in der Simulation überschätzt. Da es sich um geringe Unterschiede handelt, sind die erwarteten Abweichungen jedoch gering.

In Abbildung 5.102 (rechts) sind die simulierten Wassertiefen mit der dadurch sichtbaren Wasseranschlagslinie und die Lage der gemessenen Anschlagspunkte vor einem Orthofoto dargestellt. Es zeigt sich, dass die gemessene Wasseranschlagslinie im Hauptflussschlauch durch die Simulation sehr gut nachvollzogen werden kann. Der linke Seitenarm ist in Realität benetzt, da er aus einer oberstromigen kleinen Quelle gespeist wird. Dieser Quelleintrag wurde für die Simulation vernachlässigt. Aus diesem Grund ergeben sich in diesem Bereich gemessene Wasserspiegelpunkte, welche in der Simulation nicht wiedergegeben werden. Bei höheren Abflüssen wird der Seitenarm durch den Hauptstrom über die gut sichtbare Kiesbank angebunden.

In Abbildung 5.103 sind Detailauszüge aus Abbildung 5.102 (rechts) dargestellt. Die exakte Lage der gemessenen Punkte weicht lediglich in den sehr flach auslaufenden Kiesbänken (Abbildungen links und rechts) leicht vom Simulationsergebnis ab. Durch die Differenzen zwischen den Geländehöhen aus dem Geländemodell $DGM_{LS\text{-}R25}$ und den Höhen der gemessenen Punkte an der Wasseranschlagslinie ergibt sich die leichte Unterschätzung der benetzten Fläche. Die Höhe der gemessenen Anschlagspunkte wird in der Simulation sehr gut wiedergegeben (nicht dargestellt). In der mittleren Abbildung sind die gemessenen Wasseranschlagspunkte im fein verzweigten Nebenarmsystem dargestellt. Die simulierte Anschlagslinie stimmt sehr gut mit den Messpunkten überein, was auf eine detailgetreue Abbildung der Geometrie durch die ALB-Vermessung schließen lässt.

In Abbildung 5.104 sind die realen Verhältnisse zur Veranschaulichung der Wasseranschlagslinie im oberstromigen Bereich des Modellgebietes dargestellt. Das Foto zeigt in etwa den Bereich des Hauptflussschlauchs, der in Abbildung 5.103 (rechts) dargestellt ist. Die gemessene Wasseranschlagslinie liegt zwischen 1 und 2 m weiter außen, als die Simulation dies wiedergibt. Dies entspricht in etwa dem in Abbildung 5.104 zu sehenden Meterstab. Durch das sehr flach auslaufende Gelände an der Kiesbank mit relativ grobem Substrat im Bereich von Grobkies und kleinen Steinen entsteht dort ein Streifen mit sehr geringen Wassertiefen im Bereich von 5 cm, welcher in der Simulation in diesem Detailgrad nicht wiedergegeben werden kann. In den Berei-

chen mit größerem Gefälle der Geländeübergänge (vergleiche Abbildung 5.103, links) stimmen die gemessene Wasseranschlagslinie und die simulierte Wasseranschlagslinie sehr gut überein. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die auf Basis der ALB-Daten bei Q = 51 m^3/s ermittelte Rauheitsverteilung die hydraulischen Verhältnisse bei Q = 25 m^3/s ebenfalls sehr gut wiedergibt.



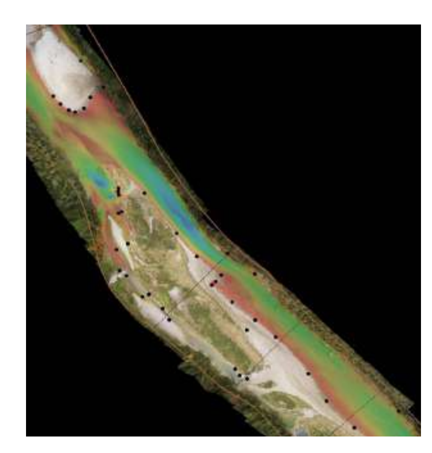


Abb. 5.102: Litzauer Schleife - Vergleich der Geländehöhen des $DGM_{LS\text{-}R25}$ mit den Höhenwerten der Messpunkte der Wasseranschlagslinie bei Q = 25 m^3/s (links) und Vergleich der Lage der Wasseranschlagslinie des Simulationsergebnisses bei Q = 25 m^3/s mit den Messpunkten der Wasseranschlagslinie bei Q = 25 m^3/s (rechts) für einen Teilausschnitt des Modellgebietes

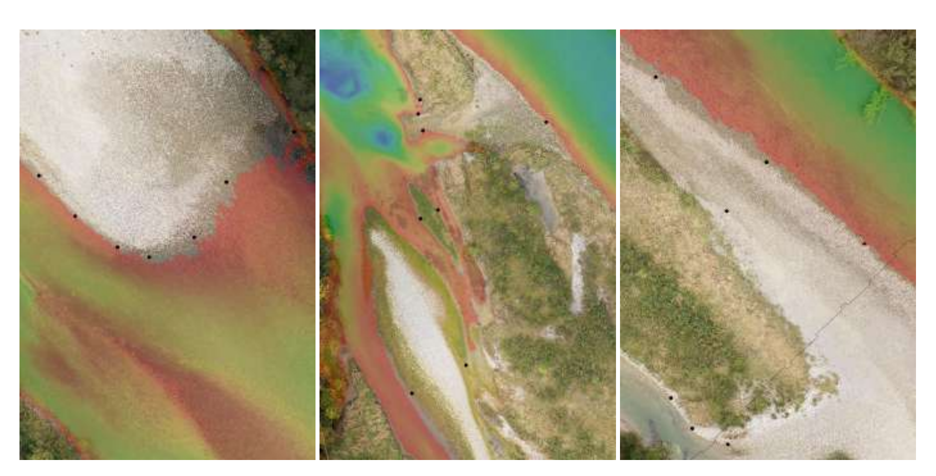


Abb. 5.103: Litzauer Schleife - Detailauszüge zum Vergleich der Lage der simulierten Wasseranschlagslinie und der gemessenen Wasseranschlagslinie bei Q = 25 m^3/s



Abb. 5.104: Foto der realen Wasseranschlagslinie im Bereich des Fkm 137 der Litzauer Schleife

Die systematischen Abweichungen zwischen den Höhenwerten der gemessenen Wasseranschlagspunkte und dem Geländemodell im Bereich der Kiesbänke begründen sich vermutlich durch die unterschiedlichen Messtechniken. Bei der terrestrischen GNSS-Vermessung wird ein Einzelpunkt bestimmt und beim Laserscanning stellt eine geometrische, reflektierende Fläche die Beobachtungsgröße dar, welche sich innerhalb des Fußabdrucks des verwendeten Lasersytems befindet. Beim vorliegenden Datensatz wird der Fußabdruck bedingt durch die geringere Flughöhe auf 20 - 30 cm geschätzt. Innerhalb dieses Fußabdrucks wird die Lage und Höhe eines Einzelpunktes durch eine Näherungsfunktion ermittelt, welche die Gesamtfläche innerhalb des Fußabdrucks auswertet. Es entsteht gewissermaßen ein gewichteter Mittelwert.
Die Kornzusammensetzung der vorliegenden Kiesbänke ist relativ grob im Bereich von Grobkies bis kleinen Steinen mit mittleren Korndurchmessern im Bereich von 10 cm und teilweise größer. Dadurch entsteht eine relativ raue Oberfläche durch das Kieslückensystem. Bei der terrestrischen Vermessung der Wasseranschlagslinie werden hauptsächlich Punkte bestimmt, die nahe den Tiefpunkten der Oberfläche liegen, da dort das Wasser anschlägt und beim ALB ergeben sich gemittelte Werte über den betrachteten Fußabdruck. Die gemittelten Werte liegen durch die Gestalt der Oberfläche etwas höher im Vergleich zu den terrestrisch bestimmten Werten (Prinzip siehe Abbildung 5.105). Je feiner die Kornzusammensetzung der Oberfläche ist, umso weniger fällt dieser Effekt ins Gewicht.

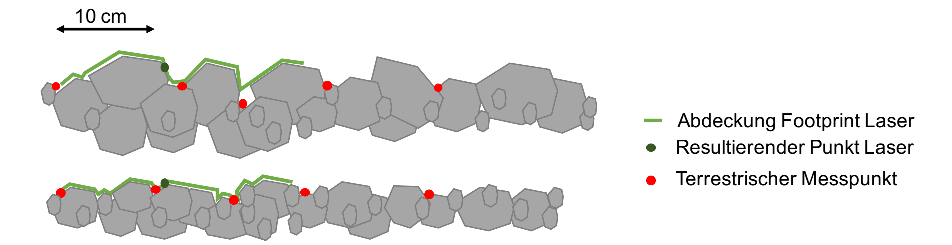


Abb. 5.105: Prinzipskizze der Punktbestimmung mit terrestrischen Messtechniken (rot) und mit ALB (grün) und bei Oberflächen mit grober Kornzusammensetzung (oben) und feiner Kornzusammensetzung (unten)

5.2.3 Vergleichende Untersuchungen zur räumlichen Auflösung mit Hydro_AS-2D

5.2.3.1 Grundlagen und Herangehensweise

Die Untersuchungen in diesem Kapitel sind analog zu denjenigen für das Untersuchungsgebiet an der Gatzaue aufgebaut (siehe Untersuchungskonzept in Kapitel 5.1.3.2). Die Unsicherheiten bei der Simulation der lokalen Strömungsvariablen in Abhängigkeit von der Auflösung des Berechnungsnetzes sollen quantifiziert werden. Dafür wird ein Referenzmodell mit hoher Auflösung definiert und die Simulationsergebnisse der übrigen Modelle mit diesem verglichen. Das kalibrierte Modell E4Q-0.5x1m auf Basis des Geländemodells $DGM_{LS\text{-}R25}$ für Flusskilometer 136 - 137 wird als Referenzmodell bestimmt. Zur statistischen Auswertung wurde für das Modellgebiet ebenfalls ein Einheitsrasterdatensatz mit Maschenweite 0,5 m erstellt.

5.2.3.2 Ergebnisse für die Geländehöhen der Knoten der Berechnungsnetze

Wie in Kapitel 5.2.1 beschrieben, wird das Geländemodell $DGM_{LS\text{-}R25}$ mit sämtlichen Berechnungsnetzen verschnitten. Die Geländehöhen der entstandenen Berechnungsmodelle werden auf den Einheitsrasterdatensatz interpoliert und schließlich der E_{RMS} für alle Knoten ($n = 694590$) berechnet, wobei das Referenzmodell als Bezugsgröße dient. In Abbildung 5.106 ist der E_{RMS} in Abhängigkeit von der Netzauflösung für die Geländehöhen der Knoten der Berechnungsnetze dargestellt.

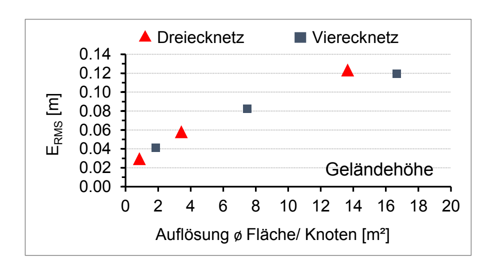


Abb. 5.106: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - E_{RMS} Auswertung für die Höhenwerte der Knoten der Berechnungsnetze

Der E_{RMS} kann unabhängig vom Netztyp (Dreieck- oder Vierecknetz) als Funktion der Netzauflösung mit einem Maximalwert von ca. 12 cm für die Netze E4Q-3x6m und E3T-4m interpretiert werden. Die Größenordnung der Abweichungen ist denjenigen, die für den Flussabschnitt an der Gatzaue ermittelt wurden, sehr ähnlich.

In den Abbildungen 5.107 und 5.108 sind die Differenzen zwischen den Geländehöhen der Variantennetze und den Geländehöhen des Referenzmodells dargestellt. In Abbildung 5.107 sind die Differenzen für die dreieckbasierten Netze zu sehen und in Abbildung 5.108 die Ergebnisse für die viereckbasierten Netze. Die maßgeblichen Abweichungen bei den Netzen mit niedriger Auflösung sind in den terrestrischen Bereichen (Böschungen, Vorländer) zu finden, während im Flussschlauch und den semiaquatischen Bereichen (Kiesbänke) kaum Abweichungen zu erkennen sind. Dies gilt für die Dreieck- und Vierecknetze. Bei dem Dreiecknetz E3T-4m sind die Abweichungen am oberstromigen rechten Uferrand und an beiden Uferseiten im unterstromigen

Bereich etwas stärker als beim Vierecknetz E4Q-3x6m. In diesen Bereichen befinden sich relativ strukturlose Steilufer mit starken Höhenunterschieden quer zur Flussachse. Bei den Vierecknetzen ist die Auflösung quer zur Flussachse höher definiert als entlang der Flussachse und somit generell höher als bei den Dreiecknetzen mit vergleichbarer durchschnittlicher Auflösung. Dadurch können quer zur Flussachse orientierte Geländeknicke, wie sie bei Steilufern auftreten, im Berechnungsnetz besser abgebildet werden.

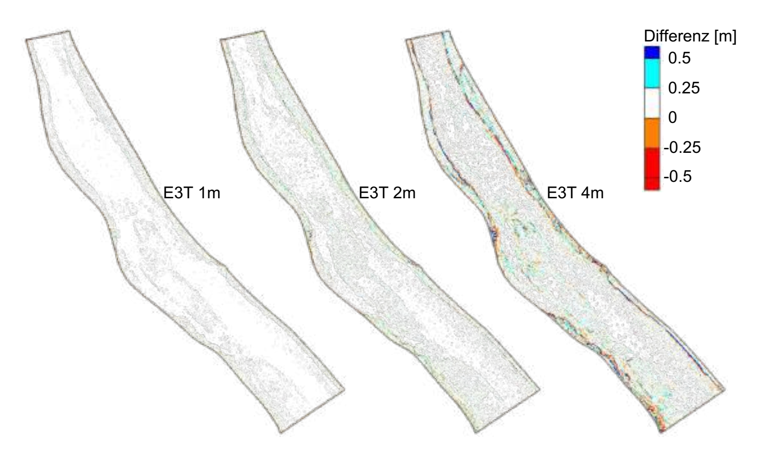


Abb. 5.107: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Darstellung der Differenzen zwischen den Geländehöhen der Dreiecknetze und den Geländehöhen des Referenzmodells

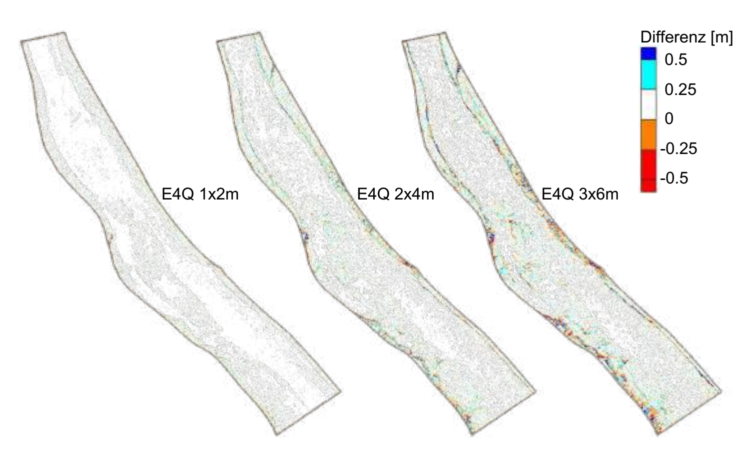


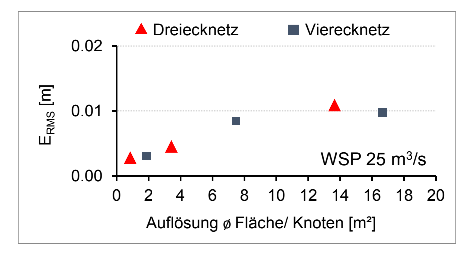
Abb. 5.108: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Darstellung der Differenzen zwischen den Geländehöhen der Vierecknetze und den Geländehöhen des Referenzmodells

5.2.3.3 Ergebnisse für den simulierten Wasserspiegel

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des E_{RMS} für den Wasserspiegel dargestellt. Untersucht werden die Aspekte Abflussabhängigkeit, Aufbau des Berechnungsnetzes und dessen Auf-

lösung.

In Abbildung 5.109 ist der E_{RMS} in Abhängigkeit der Netzauflösung auf Basis von $DGM_{LS\text{-}R25}$ für die Abflüsse 25 m^3/s (links) und 51 m^3/s (rechts) dargestellt. Es zeigt sich, dass die Werte des E_{RMS} für beide Abflüsse sehr ähnlich und mit maximal 1 cm sehr klein sind. Es entstehen somit kaum Abweichungen bei der Darstellung der Höhe des Wasserspiegels bei Veränderung der Netzauflösung.



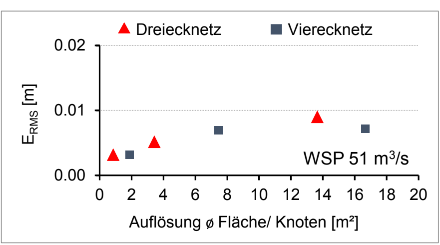


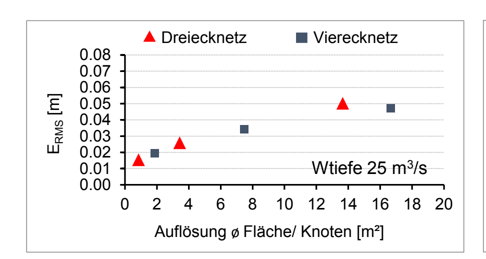
Abb. 5.109: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - E_{RMS} Auswertung für den Wasserspiegel, links für $Q = 25\ m^3/s$, rechts für $Q = 51\ m^3/s$

Auf eine flächige Darstellung der Differenzen wird an dieser Stelle verzichtet, da die Werte zu gering sind.

5.2.3.4 Ergebnisse für die simulierten Wassertiefen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des E_{RMS} für die lokalen Wassertiefen dargestellt. Untersucht werden die Aspekte Abflussabhängigkeit, Aufbau des Berechnungsnetzes und dessen Auflösung.

In Abbildung 5.110 ist der E_{RMS} in Abhängigkeit der Netzauflösung auf Basis von $DGM_{LS\text{-}R25}$ für die Abflüsse 25 m^3/s (links) und 51 m^3/s (rechts) dargestellt. Es zeigt sich, dass die Werte des E_{RMS} für beide Abflüsse sehr ähnlich sind und maximal 6 cm betragen. Die Werte sind etwas kleiner als diejenigen, die für den Flussabschnitt an der Gatzaue ermittelt wurden (Maximalwerte Flussabschnitt an der Gatzaue ca. 10 cm).



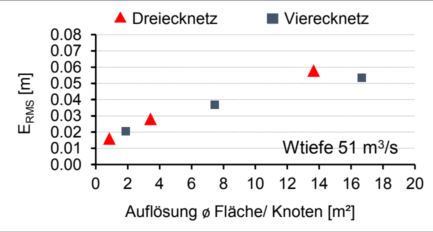


Abb. 5.110: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - E_{RMS} Auswertung für die lokalen Wassertiefen, links für $Q = 25\ m^3/s$, rechts für $Q = 51\ m^3/s$

In den Abbildungen 5.111 und 5.112 sind Differenzenplots der lokalen Wassertiefen h bezogen auf das Referenzmodell dargestellt, wobei die Differenzen mit h_{Ref} - h_{Var} gebildet wurden. In Abbildung 5.111 sind die Differenzen für die dreieckbasierten Netze zu sehen und in Abbildung 5.112 die Ergebnisse für die viereckbasierten Netze.
Bei den viereckbasierten Variantennetzen werden die lokalen Wassertiefen generell eher unterschätzt (Differenz größer null, blau eingefärbt), während bei den dreieckbasierten Variantennetzen die lokalen Wassertiefen bis auf die Uferbereiche eher überschätzt werden (orange-rot eingefärbt). Mit sinkender Auflösung werden die Differenzen erwartungsgemäß insgesamt größer. An den Uferbereichen werden bei allen Netzen die Wassertiefen im Vergleich zum Referenzmodell unterschätzt (dunkelblau eingefärbt). Beim Übergang zum unbenetzten Bereich an den Kiesbänken ist keine eindeutige Tendenz erkennbar.

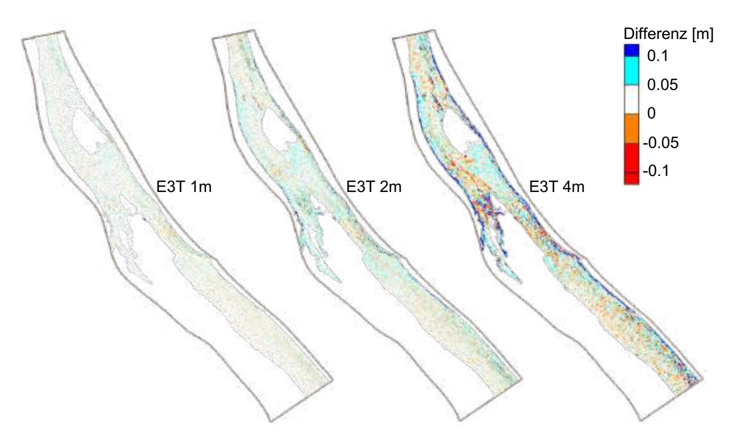


Abb. 5.111: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Darstellung der Differenzen zwischen den berechneten lokalen Wassertiefen der Dreiecknetze und den berechneten lokalen Wassertiefen des Referenzmodells bei Q = 51 m^3/s

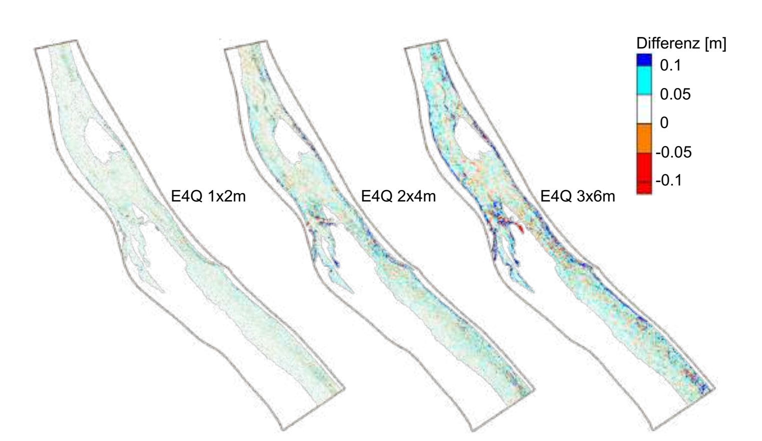
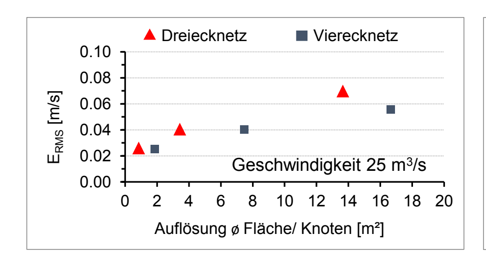


Abb. 5.112: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Darstellung der Differenzen zwischen den berechneten lokalen Wassertiefen der Viereckneetze und den berechneten lokalen Wassertiefen des Referenzmodells bei Q = 51 m^3/s

5.2.3.5 Ergebnisse für die simulierten Fließgeschwindigkeiten

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des E_{RMS} für die lokalen Fließgeschwindigkeiten dargestellt. Untersucht werden die Aspekte Abflussabhängigkeit, Aufbau des Berechnungsnetzes und dessen Auflösung.

In Abbildung 5.113 ist der E_{RMS} in Abhängigkeit der Netzauflösung auf Basis von $DGM_{LS\text{-}R25}$ für die Abflüsse 25 m^3/s (links) und 51 m^3/s (rechts) dargestellt. Es zeigt sich, dass die Werte des E_{RMS} für beide Abflüsse wiederum sehr ähnlich sind und maximal 8 cm/s betragen. Die Werte sind ebenfalls kleiner als diejenigen, die für den Flussabschnitt an der Gatzaue ermittelt wurden (Maximalwerte Flussabschnitt an der Gatzaue ca. 15 cm/s).



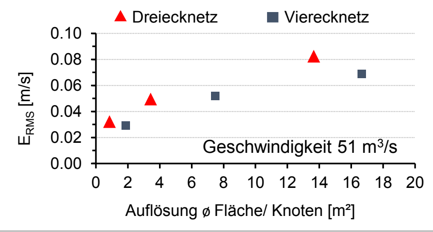


Abb. 5.113: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - E_{RMS} Auswertung für die lokalen Fließgeschwindigkeiten, links für Q = 25 m^3/s, rechts für Q = 51 m^3/s

In den Abbildungen 5.114 und 5.115 sind Differenzenplots der lokalen Fließgeschwindigkeiten v bezogen auf das Referenzmodell dargestellt, wobei die Differenzen mit v_{Ref} - v_{Var} gebildet wurden. In Abbildung 5.114 sind die Differenzen für die dreieckbasierten Netze zu sehen und in Abbildung 5.115 die Ergebnisse für die viereckbasierten Netze.
Im Vergleich zu den lokalen Wassertiefen sind bei den Fließgeschwindigkeiten andere Muster in der Verteilung der Differenzen erkennbar. Die größten Abweichungen entstehen im Bereich der Einschnürung im Mittelteil des Modellgebietes.

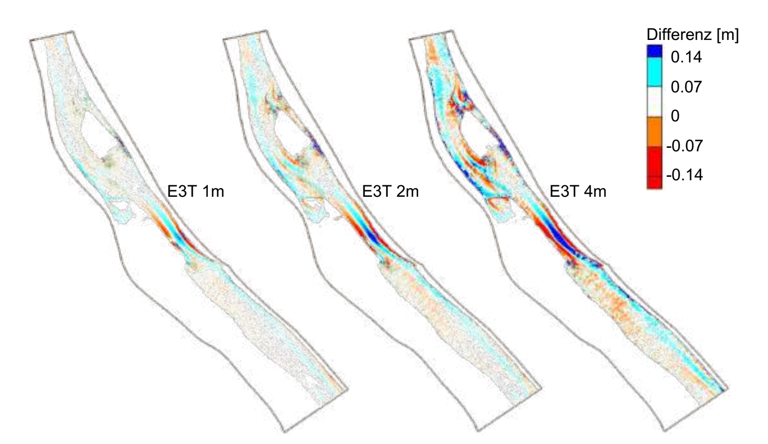


Abb. 5.114: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Darstellung der Differenzen zwischen den berechneten lokalen Fließgeschwindigkeiten der Dreiecknetze und den berechneten lokalen Fließgeschwindigkeiten des Referenzmodells bei Q = 51 m^3/s

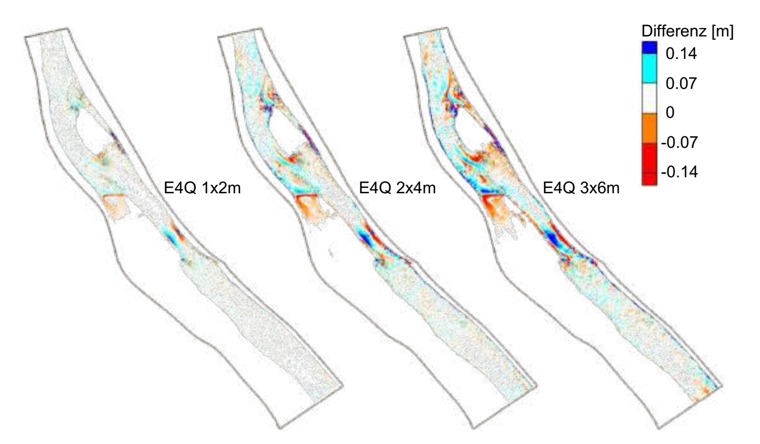


Abb. 5.115: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Darstellung der Differenzen zwischen den berechneten lokalen Fließgeschwindigkeiten der Viereckenetze und den berechneten lokalen Fließgeschwindigkeiten des Referenzmodells bei Q = 51 m^3/s

5.2.4 Untersuchungen zur Habitatmodellierung

Die Untersuchungen zur Habitatmodellierung sind direkt an die Untersuchungen zur Hydraulik angeschlossen. Die Ergebnisse aus den hydraulischen Berechnungen dienen der Habitatmodellierung als Grundlage. Zusätzlich werden bei der Habitatmodellierung Informationen zur Beschaffenheit der Gewässersohle benötigt, welche bei Feldarbeiten (siehe Kapitel 4.2.3.3) erhoben wurden.

5.2.4.1 Einordnung der Fischregion und Annahmen für das Habitatmodell

Der Lech im Bereich der Litzauer Schleife gehört nach der deutschen Fließgewässertypisierung zum Typ 4 - Große Flüsse des Alpenvorlandes [8]. Mit einem mittleren Gefälle im Bereich von 2 - 3 ‰ bei einer mittleren Breite im Bereich von 50 - 100 m kann er wie die Ahr im Bereich der Gatzaue zur Äschenregion gezählt werden (siehe auch Abbildung 2.10). Im Rahmen dieser Arbeit wird für den vorliegenden Flussabschnitt eine Habitatmodellierung für die Europäische Äsche (Thymallus thymallus) durchgeführt. Untersucht werden die Habitateignungen des Gewässerabschnittes für das juvenile und adulte Lebensstadium.
Für die Analysen im Bereich der Litzauer Schleife werden die gleichen Fuzzymengen und Fuzzyregeln verwendet, die auch für den Flussabschnitt an der Gatzaue an der Ahr verwendet wurden.

5.2.4.2 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Habitatmodellierung für die Äsche im adulten und juvenilen Stadium mit der Habitatsimulationssoftware CASiMiR dargestellt. In Abbildung 5.116 sind die Ergebnisse für die beiden Abflüsse $Q = 25$ m^3/s und $Q = 51$ m^3/s für das Referenzmodell dargestellt.
Für die adulte Äsche sind beim Abfluss $Q = 25$ m^3/s die deutlich größeren Flächen mit großer und sehr großer Habitateignung vorhanden (blau und dunkelblau eingefärbt). Diese Flächen befinden sich in der Hauptströmung, da bei niedrigem Abfluss dort, ähnlich der Gatzaue, ausreichend große Wassertiefen vorhanden sind und die Fließgeschwindigkeiten noch nicht zu hoch sind. In den Randzonen sind kaum geeignete Bereiche zu erkennen.
Bei $Q = 51$ m^3/s reduzieren sich die Bereiche mit großer Eignung und verschieben sich zu den Randbereichen. Die gewichteten nutzbaren Flächen ergeben sich zu 24250 m^2 für $Q = 25$ m^3/s und 22171 m^2 für $Q = 51$ m^3/s.

Für die juvenile Äsche sind die gewichteten nutzbaren Flächen mit 13079 m^2 für $Q = 25$ m^3/s und 13102 m^2 für $Q = 51$ m^3/s sehr ähnlich. Beim kleineren Abfluss ergeben sich gute Habitateignungen vor allem im Seitenarm im unterstromigen Teil. Das orografisch links gelegene Seitenarmsystem gewinnt beim höheren Abfluss an Bedeutung. Dort ergeben sich vermehrt Bereiche mit hoher Habitateignung. Die Randbereiche der Hauptströmung sind für die juvenile Äsche Zonen mit mittlerer Habitateignung. Diese Bereiche schieben sich beim höheren Abfluss weiter nach außen, bleiben jedoch flächenmäßig erhalten.

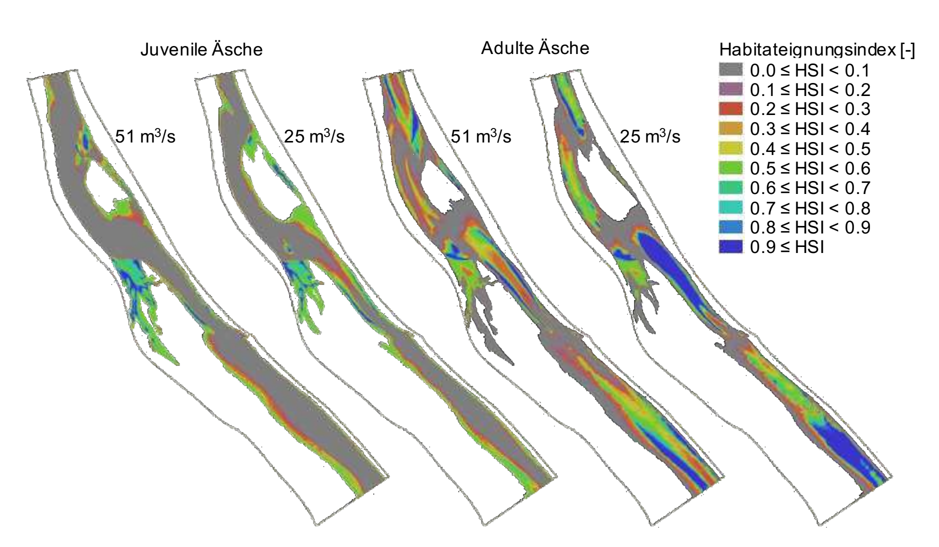


Abb. 5.116: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile und die adulte Äsche für Q = 25 m^3/s und Q = 51 m^3/s unter Verwendung des kalibrierten Referenzmodells

Adulte Äsche

In Abbildung 5.117 werden die Habitateignungen für die adulte Äsche beim Abfluss Q = 25 m^3/s für das Referenzmodell (E4Q-0.5x1m) vergleichend mit den Modellen E4Q-1x2m, E4Q-2x4m und E4Q-3x6m dargestellt. Es ergeben sich kaum Differenzen zwischen dem Referenzmodell und den übrigen Modellen. Der Unterschied bei den gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) ist mit 24250 m^2, 24195 m^2, 24181 m^2 und 24234 m^2 sehr gering (vergleiche Tabelle 5.14).

In Abbildung 5.118 werden die Habitateignungen für die adulte Äsche beim Abfluss Q = 51 m^3/s für das Referenzmodell (E4Q-0.5x1m) vergleichend mit den Modellen E4Q-1x2m, E4Q-2x4m und E4Q-3x6m dargestellt. Es ergeben sich ebenfalls kaum Differenzen zwischen dem Referenzmodell und den übrigen Modellen. Der Unterschied bei den gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) ist mit 22171 m^2, 22147 m^2, 22261 m^2 und 22337 m^2 sehr gering (vergleiche Tabelle 5.14).

Wie bereits bei den Untersuchungen zur Gatzaue festgestellt, sind die Habitatprognosen für die adulte Äsche relativ unabhängig von der Netzauflösung im betrachteten Spektrum. Dadurch, dass der Lebensraum für die adulte Äsche eine gewisse Mindestwassertiefe benötigt und dieser Bereich mit einer Unsicherheit im Bereich von ± 10 cm berechnet werden kann, ergeben sich kaum Unsicherheiten in der Habitatprognose. Die Größe des Gewässers an der Litzauer Schleife ermöglicht somit eine Reduzierung der Netzauflösung, die ohne nennenswerte Verluste bei der Habitatbeschreibung einhergeht.

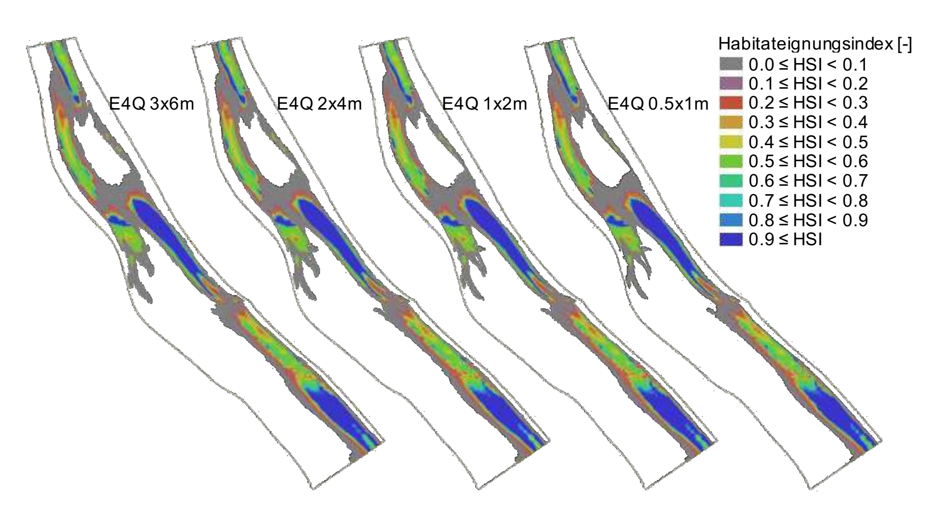


Abb. 5.117: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche bei Q = 25 m^3/s - Vergleich zur Auflösung unter Verwendung der Vierecknetze

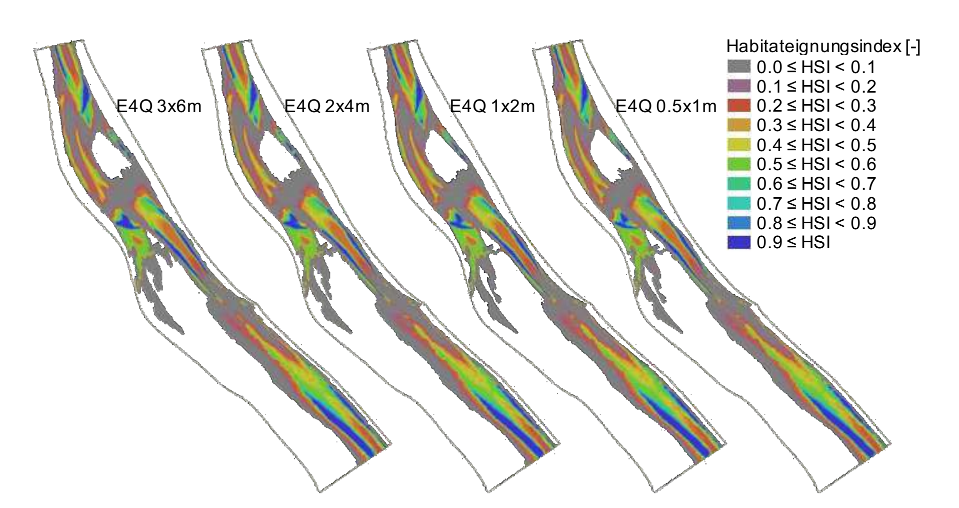


Abb. 5.118: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die adulte Äsche bei Q = 51 m^3/s - Vergleich zur Auflösung unter Verwendung der Vierecknetze

Juvenile Äsche

In Abbildung 5.119 werden die Habitateignungen für die juvenile Äsche beim Abfluss Q = 25 m^3/s für das Referenzmodell (E4Q-0.5x1m) vergleichend mit den Modellen E4Q-1x2m, E4Q-2x4m und E4Q-3x6m dargestellt. Die als Habitat nutzbaren Flächen befinden sich an den flachüberströmten Randbereichen der benetzten Flächen und im Seitenarmsystem. Es ergeben sich in der räumlichen Verteilung kaum Unterschiede zwischen den Modellen. Mit sinkender Auflösung verschwimmen die Zonen mittlerer Habitateignung an den Rändern etwas und durch die, bereits in Kapitel

5.1.5.4 beschriebene, Überschätzung der benetzten Fläche bei Berechnugsnetzen mit niedriger Auflösung werden die Habitatflächen in diesen Zonen überschätzt. Dies lässt sich auch in den gewichteten nutzbaren Flächen sehen. Die Werte der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) ergeben sich zu 13079 m^2 für das Referenzmodell, 13541 m^2 für E4Q-1x2m, 14559 m^2 für E4Q-2x4m und 15266 m^2 für E4Q-3x6m (vergleiche Tabelle 5.14).
Analog zu den Untersuchungen am Flussabschnitt an der Gatzaue wurden Habitateignungen für die juvenile Äsche mit der adaptierten Wassertiefen-Datei ermittelt. Die gewichteten nutzbaren Flächen reduzieren sich dann zu 12581 m^2 für E4Q-0.5x1m, 12525 m^2 für E4Q-1x2m, 12372 m^2 für E4Q-2x4m, 12054 m^2 für E4Q-3x6m und 11613 m^2 für E3T-4m.

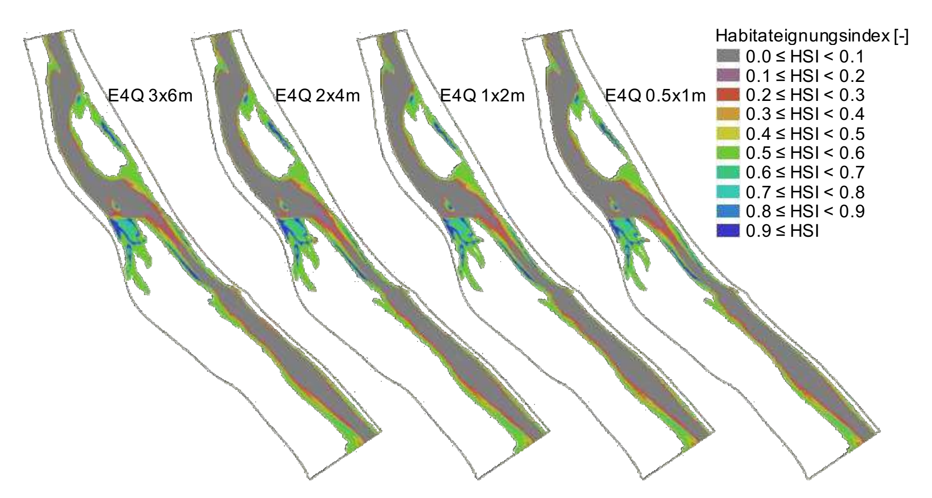


Abb. 5.119: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche bei Q = 25 m^3/s - Vergleich zur Auflösung unter Verwendung der Vierecknetze

In Abbildung 5.120 werden die Habitateignungen für die juvenile Äsche beim Abfluss Q = 51 m^3/s für das Referenzmodell (E4Q-0.5x1m) vergleichend mit den Modellen E4Q-1x2m, E4Q-2x4m und E4Q-3x6m dargestellt. Mit sinkender Auflösung verschwimmen ähnlich dem Abfluss Q = 25 m^3/s die Zonen mittlerer Habitateignung an den Rändern etwas. Im Seitenarmsystem ergeben sich etwas größere Ungenauigkeiten. Die Werte der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) ergeben sich zu 13102 m^2 für das Referenzmodell, 13476 m^2 für E4Q-1x2m, 14142 m^2 für E4Q-2x4m und 14806 m^2 für E4Q-3x6m (vergleiche Tabelle 5.14).
Die Werte, die sich bei Verwendung der adaptierten Wassertiefen-Datei (DEPTH-Diff) ergeben, sind ebenfalls in Tabelle 5.14 enthalten.

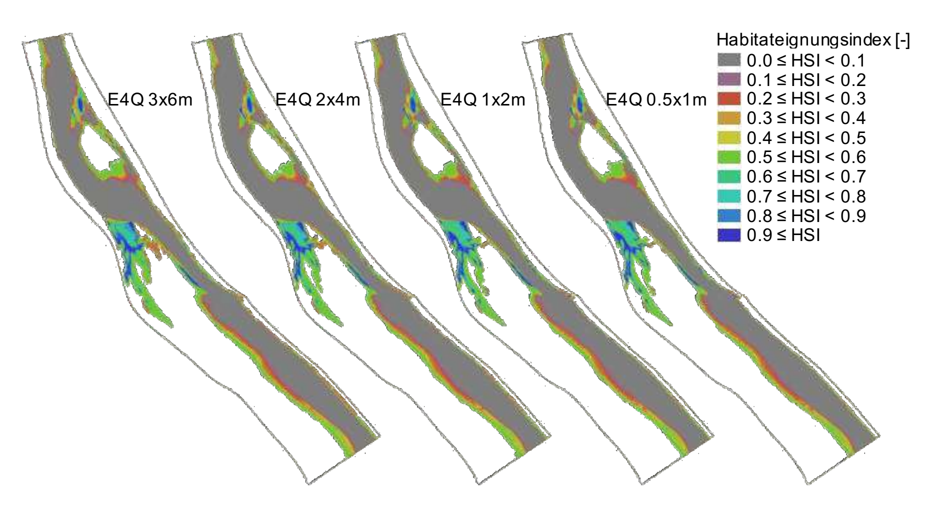


Abb. 5.120: Litzauer Schleife Fkm 136-137 - Simulationsergebnisse der Habitateignung für die juvenile Äsche bei Q = 51 m^3/s - Vergleich zur Auflösung unter Verwendung der Vierecknetze

In Tabelle 5.14 sind alle Werte der gewichteten nutzbaren Flächen zusammengestellt.

Tab. 5.14: Litzauer Schleife Fkm 136 - 137 - Übersicht der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA)

Berechnungsnetz	WUA[m^2] 25 m^3/s Äsche adult	WUA[m^2] 51 m^3/s Äsche adult	WUA[m^2] 25 m^3/s Äsche juvenil	WUA[m^2] 51 m^3/s Äsche juvenil
E4Q-0.5x1m	24250	22171	13079	13102
E4Q-1x2m	24195	22147	13541	13476
E4Q-2x4m	24181	22261	14559	14142
E4Q-3x6m	24234	22337	15266	14806
E3T-1m	24484	22214	13152	13127
E3T-2m	24585	22296	13918	13523
E3T-4m	24971	22506	14951	14391
E4Q-0.5x1m adap			12581	12654
E4Q-1x2m adap			12525	12564
E4Q-2x4m adap			12462	12372
E4Q-3x6m adap			12198	12054
E3T-4m adap			11633	11613

5.2.4.3 Diskussion der Ergebnisse und Detailauszüge

Kern der Arbeiten in diesem Kapitel ist, entsprechend den Untersuchungen an der Ahr, der Vergleich der Ergebnisse des Habitatmodells, die auf Basis von Eingangsdaten mit unterschiedlicher räumlicher Auflösung erzeugt wurden. Das Habitatmodell des Lechs wurde ebenfalls mit einer räumlichen Auflösung von 0,5 m betrieben, womit die Eingangsdaten aus dem HN 2D Modell im Habitatmodell ohne Informationsverlust verwertet werden können. Die Ergebnisse des Habitatmodells werden einerseits optisch und andererseits auf Basis der berechneten gewichteten

nutzbaren Flächen (WUA) miteinander verglichen.
Wie sich bei den Untersuchungen am Flussabschnitt an der Gatzaue herausstellte, spielt die Darstellung der Wassertiefen im Randbereich der benetzten Fläche eine wichtige Rolle bei der Ermittlung der Habitateignung für die juvenile Äsche. Mit sinkender Auflösung des HN-Berechnungsnetzes kommt es zu größer werdenden Ungenauigkeiten in der Darstellung der Wasseranschlagslinie. Bei der Differenzbildung der Wasserspiegel-Datei mit den Geländehöhen ergibt sich eine wesentlich verbesserte Darstellung der Wasseranschlagslinie und damit einhergend eine verbesserte Darstellung der Wassertiefen im Nahbereich der Anschlagslinie. Bei den Untersuchungen zur Litzauer Schleife wurde diesem Sachverhalt Rechnung getragen und die Habitateignungen sowohl mit der original ausgeschriebenen und der adaptierten Wassertiefen-Datei berechnet.

Die Berechnung der Habitateignungen für die adulte Äsche ist im betrachteten Spektrum insgesamt relativ unabhängig von der räumlichen Auflösung der HN-Berechnungen für den betrachteten Flussabschnitt. Die Abweichungen der Werte der gewichteten nutzbaren Flächen für alle verwendeten Berechnungsnetze sind sehr klein mit einer maximalen relativen Abweichung von knapp 3 % bei Q = 25 m^3/s und 1,5 % bei Q = 51 m^3/s. Bei der optischen Bewertung sind ebenfalls nur sehr kleinräumige Abweichungen zum Referenzmodell erkennbar.

Die Berechnung der Habitateignung für die juvenile Äsche ist bei Verwendung der originalen Wassertiefen-Datei erwartungsgemäß stärker beeinflusst von der räumlichen Auflösung des HN-Berechnungsnetzes. Bei Verwendung der adaptierten Wassertiefen-Datei (DEPTH-Diff) ergeben sich in der Berechnung der gewichteten nutzbaren Flächen kaum Unterschiede bei variierender Auflösung des HN-Berechnungsnetzes innerhalb der viereckbasierten Netze. Der berechnete Wert für das adaptierte Referenzmodell liegt mit 12581 m^2 um etwa 500 m^2 unter dem Wert für die originale Berechnung (13079 m^2, relative Abweichung ca. 4 %). Die Werte der gewichteten nutzbaren Flächen für die übrigen viereckbasierten Berechnungsnetze reduzieren sich leicht bis zu 12198 m^2 für E4Q-3x6m. Für die dreieckbasierten Netze wurden nicht alle Werte berechnet. Insgesamt weichen die Ergebnisse für die dreieckbasierten Berechnungsnetze jedoch ein wenig stärker vom Referenzmodell ab als die viereckbasierten Netze mit vergleichbarer räumlicher Auslösung.

In Abbildung 5.121 sind Berechnungsergebnisse für die juvenile Äsche für einen Teilabschnitt des Untersuchungsgebietes vor einem Orthofoto zusammengestellt. Die Abbildungen zeigen die Berechnungsergebnisse für die viereckbasierten Berechnungsnetze E4Q-0.5x1m, E4Q-1x2m, E4Q-2x4m und E4Q-3x6m bei Q = 25 m^3/s. Für E4Q-2x4m und E4Q-3x6m sind die Ergebnisse unter Verwendung der adaptierten Wassertiefen-Datei dargestellt. Außerdem sind den Abbildungen Wasseranschlagslinien hinzugefügt, die die Vergleichbarkeit der Ergebnisse erleichtert.

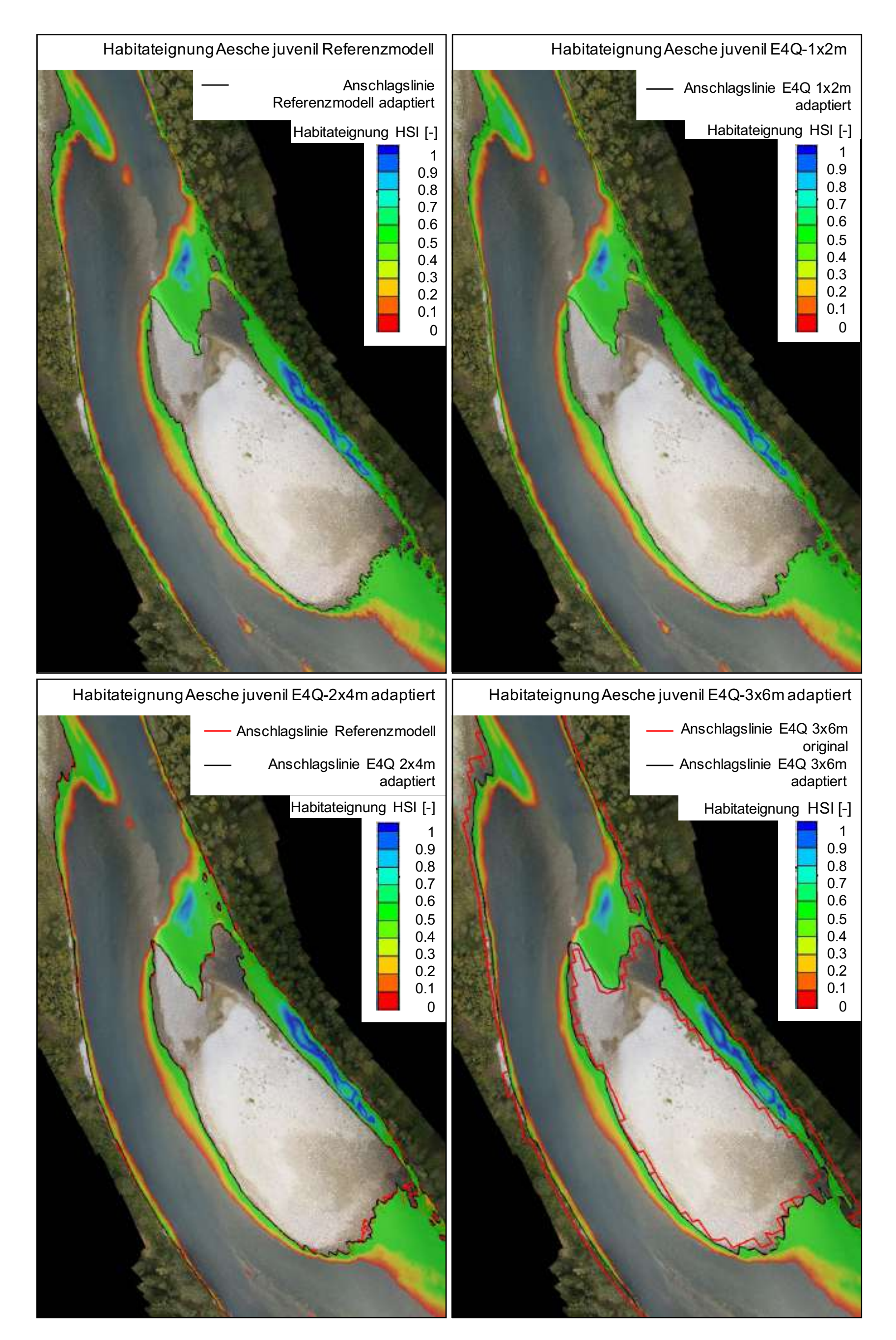


Abb. 5.121: Litzauer Schleife Detailansichten bei Fkm 136 - Simulationsergebnisse der Habitateignung der juvenilen Äsche bei Q = 25 m^3/s - oben links: Ergebnisse des Referenzmodells, oben rechts: Ergebnisse des Modells E4Q-1x2m, unten links: Ergebnisse des Modells E4Q-2x4m adaptiert, unten rechts: Ergebnisse des Modells E4Q-3x6m adaptiert

Kapitel 6

Schlussfolgerungen und Ausblick

6.1 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Arbeit wird der Einsatz hochaufgelöster bathymetrischer Vermessungsdaten aus der luftgestützten Gewässervermessung mittels Laserscanning (Airborne LIDAR Bathymetry - ALB) in der hydrodynamisch-numerischen 2D-Modellierung und Fließgewässerhabitatmodellierung untersucht. Zwei naturnahe Gewässerstrecken am bayerischen Lech und der Ahr in Südtirol im Bereich der Äschenregion wurden dafür beispielhaft verwendet.
Im Folgenden wird eine Zusammenfassung der Arbeit gegeben, welche sowohl einen Überblick zu den grundlegenden Annahmen und dem Untersuchungskonzept gibt, als auch die wichtigsten Ergebnisse und daraus ableitbare Schlussfolgerungen enthält.

Unsicherheitsfaktoren bei der Modellbildung

Ein naturwissenschaftliches Modell ist im Allgemeinen nur eine reduzierte Abbildung der Natur, welches lediglich die relevant erscheinenden Eigenschaften in ausreichender Genauigkeit nachbildet.
Für die HN 2D-Modellierung ergeben sich folgende Quellen der Unsicherheit und Ungenauigkeit. Die verwendeten Strömungsgleichungen sind deutlich vereinfacht und geben kein umfassendes Bild der, in der Realität dreidimensionalen, Strömungsverhältnisse wieder. Dissipationsprozesse werden vom HN 2D-Modell vereinfacht abgebildet, wobei einerseits Turbulenzmodelle eingesetzt werden und andererseits ein Rauheitsbeiwert als Maß für den Strömungswiderstand der Gewässersohle verwendet wird. Die Messung des tatsächlich vorliegenden Abflusses stellt ebenfalls einen Unsicherheitsfaktor dar. Schließlich muss die Gewässergestalt auf ein diskretisiertes Berechnungsnetz abstrahiert werden, wobei Ungenauigkeiten entstehen. Die Abschätzung der Unsicherheit aller verwendeten Eingangsdaten und deren Zusammenhänge ist im Allgemeinen nicht möglich. Der Rauheitsbeiwert wird allgemein zur Kalibrierung des Modells verwendet, wobei Naturmessdaten in Form von Geschwindigkeitsmessungen, Wasseranschlagslinien oder Wasserspiegellagen bei bekannten Abflussverhältnissen benötigt werden. Gewöhnlich werden, wie auch im Rahmen dieser Arbeit realisiert, die Rauheitsbeiwerte auf einen vorhandenen Wasserspiegeldatensatz kalibriert und dadurch die im Modell enthaltenen Ungenauigkeiten kompensiert. Die Höhe des Wasserspiegels stellt das Qualitätsmaß der Kalibrierung des Modells dar, wobei die Güte der Abbildung der Fließgeschwindigkeiten und lokalen Wassertiefen vernachlässigt werden. Allgemein kann somit angenommen werden, dass je genauer die Abbildung der Gewässergeometrie im Modell ist, desto besser die Abbildung der lokalen (tiefengemittelten) Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen bei einer Kalibrierung auf die Wasserspiegelhöhe ist.
Bei der physikalisch basierten Fließgewässerhabitatmodellierung werden die Ergebnisdaten für die lokalen Strömungsvariablen aus einem HN 2D-Modell als Eingangsparameter verwendet. Damit übertragen sich die Quellen der Unsicherheit des HN 2D-Modells auf das Habitatmodell. Das Wissen um die im Habitatmodell verwendeten Regeln zur Beschreibung der habitatbestim-

menden Parameter liegt im Allgemeinen als Expertenwissen qualitativ oder unscharf vor und eröffnet ebenfalls einen gewissen Spielraum in der Modellbildung und der Interpretation der Modellergebnisse.

Untersuchungskonzept

Mit ALB kann eine Dichte der Vermessungsdaten im Bereich von 20 bis 40 Messpunkten pro Quadratmeter erreicht werden, wobei die Messgenauigkeit der bestimmten Punkte im Bereich von ca. 10 cm liegt. Zum Betrieb von HN 2D-Modellen können die Messdaten nicht in vollem Umfang genutzt werden und müssen auf ein Berechnungsnetz ausgedünnt werden. Das Untersuchungskonzept im ersten Teil dieser Arbeit sah vor, lokale Strömungsvariablen mit Berechnungsnetzen in variierender räumlicher Auflösung mit zwei verschiedenen Softwarepaketen zur HN 2D-Modellierung zu berechnen und zu vergleichen. Dadurch konnte abgeschätzt werden, in welchem Maß die Genauigkeit der berechneten lokalen hydraulischen Variablen von der räumlichen Auflösung der Grundlagengeometrie und der verwendeten Software abhängt. Im zweiten Teil der Arbeit wurde ein physikalisch basiertes Habitatmodell eingesetzt, das als Eingangsparameter die lokalen Strömungsvariablen aus den HN 2D-Modellen zur Berechnung der lokalen Habitateignung für Zeigerarten verwendet. Auf diese Weise konnte die Abhängigkeit der Berechnung der Habitateignung von der räumlichen Auflösung der Grundlagengeometrie und den daraus bestimmten lokalen Strömungsvariablen quantifiziert werden. Für beide Gewässerstrecken wurden Habitateignungen für die Europäische Äsche (Thymallus thymallus) als Leitfischart der Gewässerregion ermittelt.

Grundlagendaten und Kalibrierung des HN 2D-Modells

Für den Gewässerabschnitt an der Ahr liegt eine breite Datengrundlage aus ALB-Messdaten aus zwei Epochen (2012 und 2016) und zusätzlich terrestrisch erhobene punktartige Daten im Bereich der Gatzaue aus zwei weiteren Epochen (2014 und 2017) vor, die aus Sohlgrundinformationen und Wasserspiegelinformationen für ein Spektrum von Abflusszuständen besteht. Diese Datengrundlage ermöglicht einen umfassenden Überblick zur morphodynamischen Entwicklung des Gewässerabschnittes und der Vergleichbarkeit und Kombinierbarkeit von Datensätzen aus verschiedenen Datenquellen. Es zeigte sich, dass der Gewässerabschnitt einer Dynamik mit Umlagerungs- und zum Teil Auflandungstendenzen unterworfen ist. Daraus ergibt sich, dass die Verwendung von Datensätzen aus verschiedenen Zeitpunkten zu Kalibrierungszwecken nicht uneingeschränkt möglich ist. Außerdem muss bei der Erfassung und Anwendung von Datensätzen aus verschiedenen Quellen berücksichtigt werden, dass ein einheitliches Koordinatensystem vorliegt. Die Konsistenz der Datensätze untereinander ist zudem an geeigneten, stabilen Referenzflächen zu prüfen.
Für einen Gewässerabschnitt im Bereich der Gatzaue wurden die Rauheitsbeiwerte zunächst mit den terrestrisch erhobenen Daten für ein hochaufgelöstes Berechnungsnetz der Geometrie aus der ALB 2012 für stationäre Abflussverhältnisse in einem iterativen Prozess kalibriert. Durch die Vielzahl an Messdatensätzen konnte gezeigt werden, dass die Verteilung der Rauheitsbeiwerte in einem Abflussspektrum von Niedrigwasser bis erhöhtem Mittelwasser Gültigkeit besitzen. Die Verteilung der Rauheitsbeiwerte erwies sich auch als gültig für die ermittelte Gewässergeometrie aus der ALB 2016, welche auch einen flächig plausiblen Wasserspiegeldatensatz im Bereich der Gatzaue lieferte.

Für den Gewässerabschnitt an der Litzauer Schleife am Lech liegen ein ALB-Messdatensatz aus 2013 mit Sohlgrundinformationen und zugehörigem Wasserspiegeldatensatz und zusätzlich terrestrisch erhobene punktartige Messdaten einer Wasserspiegelfixierung aus 2014 vor.
Die Verteilung der Rauheitsbeiwerte für einen Teil des Gewässerabschnittes wurde auf Basis des

flächig vorhandenen Wasserspiegeldatensatzes aus der ALB für stationäre Abflussverhältnisse bestimmt. Die ermittelte Verteilung der Rauheitsbeiwerte für den flächig verfügbaren Wasserspiegeldatensatz zeigte sich auch für den terrestrisch erhobenen Datensatz der Wasserspiegelfixierung als gültig.

Allgemein kann festgehalten werden, dass ein flächig vorhandener Datensatz des Wasserspiegels eine sehr gute Grundlage zur flächigen Kalibrierung der Rauheitsbeiwerte bei stationären Abflussverhältnissen darstellt. Vorteile gegenüber punktartigen Daten ergeben sich durch die Möglichkeit, zu den flächigen Darstellungen beliebige Längsschnitte und Querschnitte schnell zu visualisieren. Dadurch können Mess- und Simulationsdaten leicht verglichen, strukturcharakteristische Gewässerabschnitte und Bereiche mit Fließwechseln leicht erkannt und dadurch Fehlerquellen detektiert werden.

Einfluss der geometrischen Geländedarstellung auf Berechnungsergebnisse bei der HN 2D-Modellierung

Kern der Arbeit war die Durchführung von HN 2D-Simulationen auf Basis von Berechnungsnetzen in räumlich variierender Auflösung, wobei in allen Modellen die gleichen Rauheitsbeiwerte verwendet wurden. Die höchste räumliche Auslösung wurde bei viereckbasierten Berechnungsnetzen mit 0,5 m quer zur Fließrichtung und 1 m in Fließrichtung gewählt und als Referenz definiert. Eine höhere Auflösung ist physikalisch nicht begründbar, da HN 2D-Modelle nicht in der Lage sind, wesentlich höher aufgelöste Strömungsmuster bedingt durch die Vereinfachung der in den Modellen verwendeten Strömungsgleichungen abzubilden (Wörndl, 2018 [73]). Praxisbezogen ergibt sich die Limitierung der Auflösung auch dadurch, dass mit einer Erhöhung der Auflösung die Anzahl der Berechnungsknoten steigt, gleichzeitig der benötigte numerische Zeitschritt kleiner wird und damit einhergehend die Berechnungszeiten stark steigen. Für beide Gewässerabschnitte wurden viereckbasierte Berechnungsnetze mit einer räumlichen Auflösung im Bereich von 0,5 x 1 m bis 3 x 6 m und dreieckbasierte Berechnungsnetze in ähnlicher Auflösung verwendet und verglichen. Für den Gewässerabschnitt an der Ahr wurden zusätzlich rasterbasierte Netze verwendet.
Es zeigte sich für beide Gewässerabschnitte, dass die Darstellung des Wasserspiegelverlaufes nur geringfügig von der räumlichen Auflösung des Berechnungsnetzes und somit der Abbildung der Gewässergestalt im gewählten Spektrum abhängt. Räumlich verteilte Ungenauigkeiten in der Abbildung der Gewässergeometrie gleichen sich weitgehend aus und führen lediglich zu sehr leichten Abweichungen in der Darstellung des Wasserspiegelverlaufes. Bei Betrachtung der lokalen Wassertiefen ergeben sich größere Abweichungen zum hochaufgelösten Referenzmodell. Die mittleren Abweichungen in der Berechnung des Wasserspiegels liegen relativ abflussunabhängig im Bereich von maximal 2 - 3 cm. Dies liegt im Bereich der Messgenauigkeit. In diesem Bereich der räumlichen Auflösung der Gewässer sind die wesentlichen Geländeformen noch enthalten und die Fließwege werden richtig interpretiert. Für den Gewässerabschnitt an der Ahr wurden zum Vergleich dazu querprofilbasierte Geländemodelle mit Distanzen von 20 und 40 m zwischen den Querprofilen aus dem Datensatz der ALB-Vermessung extrahiert und im HN 2D-Modell verarbeitet. Für diese Modelle ergeben sich wesentlich größere Abweichungen in der Darstellung des Wasserspiegels und der übrigen Strömungsvariablen, da es für diese Modelle schon zu deutlicheren Abweichungen in der Geländebeschreibung und damit einhergehend auch zu Fehlinterpretationen der Fließwege, vor allem in kleinstrukturierten Gewässerbereichen, kommt.
Beim Vergleich der berechneten lokalen Wassertiefen ergeben sich mittlere Abweichungen im Bereich von maximal 10 cm für den Gewässerabschnitt an der Gatzaue und ca. 5 cm für den Gewässerabschnitt an der Litzauer Schleife. Bei den lokalen Fließgeschwindigkeiten ergeben sich mittlere Abweichungen bis zu 15 cm/s an der Gatzaue und 7 cm/s an der Litzauer Schleife. Die ermittelten mittleren Abweichungen an der Gatzaue sind insgesamt in etwa um den Faktor 2

größer als am dimensionsmäßig größeren Gewässerabschnitt der Litzauer Schleife.
Es konnten keine nennenswerten Unterschiede in den Berechnungsergebnissen bei Verwendung von dreieck-, viereck- oder rasterbasierten Berechnungsnetzen in vergleichbarer mittlerer räumlicher Auflösung festgestellt werden. Detaillierte Untersuchungen zur Berechnungszeit wurden nicht durchgeführt.
Bei Vergleich der mit zwei verschiedenen HN 2D-Modellen (Hydro_AS-2D und BASEMENT-Baseplane) erzielten Berechnungsergebnisse, wurden abhängig von der gewählten räumlichen Auflösung der Berechnungsnetze relative Unterschiede festgestellt. Dies hängt vermutlich mit der numerischen Umsetzung der physikalischen Grundgleichungen zusammen, kann aber im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Relevant sind in diesem Zusammenhang jedenfalls die potentiellen Auswirkungen auf die Kalibrierung der Rauheitsbeiwerte, die für beide Modelle etwas unterschiedlich ausfallen.

Einfluss der Güte der Eingangsdaten auf Berechnungsergebnisse in der Fließgewässerhabitatmodellierung

Die im ersten Teil der Arbeit aufgebaute Datenbasis von HN 2D-Simulationsergebnissen auf Basis von Berechnungsnetzen in räumlich variierender Auflösung wurde als Eingangsdaten für das physikalisch basierte Habitatmodell CASiMiR verwendet.
Die Ergebnisse der Untersuchungen ergaben für beide Gewässerabschnitte ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der typischerweise erforderlichen Auflösung zur Habitatbeschreibung und legen nahe, dass die räumliche Auflösung des Referenzmodells mit 0,5 x 1 m nur in sehr kleinen Gewässerstrukturen, wie beispielsweise in kleinen Nebenarmen (im Bereich von ca. 5 m Gewässerbreite oder kleiner) tatsächlich benötigt wird. Bei größeren Gewässerbreiten können gröbere Auflösungen, in der vorliegenden Arbeit bis zu 3 x 6 m, ohne gravierende Einbußen in der Habitatbeschreibung verwendet werden. Dies gilt vor allem bei der Berechnung von Habitateignungen für adulte Altersstadien der Äsche, die Bereiche mit größeren Wassertiefen bevorzugen. Bei der Berechnung der Habitateignung für juvenile Altersstadien wirkt sich die räumliche Auflösung des Berechnungsnetzes stärker aus. Juvenile Altersstadien benötigen Flachwasserbereiche als wertvolle Habitate, welche sich häufig im ufernahen Bereich befinden. Bei weniger hoch aufgelösten Berechnungsmodellen ist die korrekte Ausweisung der Wasseranschlagslinie und somit die Darstellung der ufernahen Flachwasserbereiche mit größerer Unsicherheit versehen. Durch Adaptierung der Wassertiefen-Datei kann die korrekte Ausweisung der Wasseranschlagslinie jedoch verbessert werden und die relevanten Bereiche realitätsgetreuer abgebildet werden.
Die Kalibrierung der Rauheitsbeiwerte zur realistischen Wiedergabe der Wasserspiegelhöhe spielt ebenfalls eine wichtige Rolle, da dadurch die Ungenauigkeiten bei der Berechnung der lokalen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten minimiert werden. Dies wirkt sich folglich auch auf die Berechnungen der Habitateignungen aus. Auf Basis der Datengrundlage an der Ahr mit flächigen Geometriedaten zu verschiedenen Zeitpunkten lassen sich zu den Aussagen zur räumlichen Auflösung der Eingangsdaten außerdem die zeitliche Entwicklung der Gewässergeometrie und damit zusammenhängend das zeitlich variable Habitatangebot in einem dynamischen Gewässersystem bewerten. Die Ergebnisse der Strömungs- und Habitatmodellierung stellen in diesem Zusammenhang jeweils nur eine Momentaufnahme dar.
Die Ergebnisse der Habitatberechnungen der unterschiedlichen Modelle wurden anhand der gewichteten nutzbaren Flächen (WUA) und auf Basis optischer, subjektiver Einschätzung verglichen. Die gewichteten nutzbaren Flächen als quantitatives Vergleichsinstrument stellten sich nur bedingt als geeignet heraus, da damit die physikalische Plausibilität der Ergebnisse nicht ermittelt werden kann. Die Maßzahl der gewichteten nutzbaren Fläche kann nur als quantitative Größe verwendet werden, wenn die Plausibilität der Habitatberechnung vorausgesetzt werden kann.
Die Substratverteilung der dominierenden Kornklassen als Eingangsparameter für das Habitatmodell wurde kartiert. Möglichkeiten zur computergestützten und automatisierbaren Kartierung

der Substratverteilung wurden nicht erörtert. Außerdem wurde die Sensibilität des Habitatmodells auf die Genauigkeit der Abbildung der Substratverteilung nicht untersucht.

Praxisbezogene Aspekte

Für die Untersuchungen wurden jeweils nur Berechnungsnetze mit flächig gleichmäßiger räumlicher Auflösung verwendet. Ziel in der Praxis ist, die Anzahl an Knoten und somit den Rechenaufwand zu minimieren, wobei die räumliche Auflösung der Berechnungsnetze an die Größe der Strukturen und den Untersuchungsgegenstand angepasst werden kann. Durch Minimierung des Rechenaufwandes kann im Umkehrschluss, bei Vorhandensein geeigneter Vermessungsdaten, die Fläche des Untersuchungsgebietes vergrößert werden. Wie in der Arbeit gezeigt, können Bereiche mit größeren Wassertiefen im Berechnungsnetz gröber aufgelöst werden und Flachwasserbereiche sollten höher aufgelöst werden. Feinstrukturierte Bereiche mit geringen Gewässerbreiten sollten ebenfalls hoch aufgelöst werden.
ALB bietet in diesem Zusammenhang die Möglichkeit, geeignete, hochaufgelöste, flächige Geländedaten über große Bereiche zu liefern. Der Grad der räumlichen Auflösung kann in der späteren Bearbeitung den Ansprüchen entsprechend gewählt werden. Insgesamt kann somit festgehalten werden, dass die mit ALB gewonnenen Daten eine sehr gute Grundlage zur Berechnung von detailgetreuen lokalen Strömungsvariablen in hoher räumlicher Auflösung darstellen. Im Zusammenspiel mit hochaufgelösten Luftbildern, wie sie für die vorliegende Arbeit aus Drohnenbefliegungen vorlagen, ergibt sich eine Datengrundlage, die die Berechnungsergebnisse zusätzlich sehr gut interpretierbar und validierbar machen.

6.2 Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit wurden lediglich kurze Abschnitte von zwei Fließgewässern der Alpen und des Alpenvorlandes detailliert untersucht. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass mit Hilfe von ALB-Daten größere Gewässerabschnitte in hohem Detailgrad betrachtet werden können. Somit können mit hydrodynamisch-numerischen und Fließgewässerhabitatmodellen mit moderatem Modellierungsaufwand größere Bereiche von Fließgewässern angesprochen werden. Daraus ergeben sich Möglichkeiten, weitergehende Fragestellungen zu bearbeiten. Beispielsweise könnten die räumlichen Variabilitäten der Habitateignung und die tatsächliche Durchgängigkeit entlang eines größeren Gewässerabschnittes abflussabhängig bewertet werden. Außerdem könnten Defizitbereiche entlang eines Gewässers und damit einhergehend Möglichkeiten der Vernetzung von Habitaten aufgezeigt werden. Im Bereich des Monitorings ergeben sich ebenfalls verschiedene Möglichkeiten der Anwendung der Vermessungsdaten in Kombination mit Strömungs- und Habitatmodellierungen.
Für diese Arbeit wurden Habitateignungen nur auf Mikrohabitatebene auf Basis von HN 2D-Strömungsvariablen betrachtet. Weitere Entwicklungen im Bereich von Mesohabitatmodellierungen für große Gewässerabschnitte (z. B. Hauer et al., 2009 [30]) oder der Aufnahme von HN 3D-Strömungsvariablen in die Habitatmodellierung bei detaillierten Betrachtungen kleinerer Abschnitte sind jedenfalls auch vorstellbar. Defizite bestehen momentan bei der Erhebung der Substratverteilung aus Datenquellen der Fernerkundung (beispielsweise aus detaillierten Luftbildern oder Hyperspektralbildern). Hier sollten zusätzlich Methoden entwickelt werden, um Datengrundlagen zur großskaligen Herangehensweise bereitstellen zu können.
Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Kommission fordert die Bewertung der ökologischen Gewässerqualität auf Einzugsgebietsebene, um ganzheitlich alle Gewässer erfassen zu können (EU, 2000 [2]). In diesem Zusammenhang versprechen flächige, hochaufgelöste Vermessungsdaten einen Beitrag zur Bewertung der hydromorphologischen Qualitätskomponenten von Fließ-

gewässern leisten zu können. Aus HN (2D)-Modellen, die die Strömungsverhältnisse von kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern in hohem Detailgrad wiedergeben, sollten sich Parameter extrahieren lassen, die zur Gewässerstrukturkartierung beitragen können. Dazu zählen beispielsweise Werte, die die Breiten- und Tiefenvarianz oder die Strömungsdiversität eines Gewässers beschreiben (vergleiche dazu Valmorph 2 Verfahren für schiffbare Gewässer, Quick et al., 2017 [60]).
Der Einsatzbereich von ALB ist bisher, bedingt durch die Messtechnik mit einer limitierten Eindringtiefe des Lasersignals, auf kleine bis mittelgroße Gewässer, typischerweise im Bereich der Forellen- und Äschenregion der Gewässer, beschränkt. Bei Gewässern mit großen Wassertiefen oder hohem Trübegrad entstehen mitunter Datenlücken. Weiterentwicklungen der Laserscannertechnik und der Auswertung der Rohdaten lassen jedoch erwarten, dass der Einsatzbereich der Messtechnik auf größere Gewässer erweitert werden kann. Die Weiterentwicklung der Full-Waveform-Analyse des Lasersignals bietet Möglichkeiten, Sohlgrundinformationen für größere Eindringtiefen zu generieren (Dobler et al., 2019 [23]). Zur Schließung von Datenlücken können zusätzlich bootgestützte Echolotmessungen verwendet werden. Rand- und Flachwasserbereiche können mit Echolot nicht erfasst werden, während hinsichtlich der Wassertiefe im Fließgewässerbereich keine Grenzen gesetzt sind. Mit einer Kombination von ALB- und Echolot-Daten können Gewässer verschiedener Größenordnungen sehr vollständig erfasst werden (Baran et al., 2013 [16]).
Durch Verringerung des Laserscannergewichts wird der Einsatz auf unbemannten Luftfahrzeugen möglich (z. B. Riegl VQ-840-G), womit sich voraussichtlich weitere Möglichkeiten der luftgestützten Gewässervermessung ergeben werden.

Literaturverzeichnis

[1] *Handbuch für das Habitatsimulationsmodell CASiMiR - Stand Oktober 2010* http://www.casimir-software.de/

[2] *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action the Field of Water Policy.* European Union, 2000

[3] *Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken - Grundlagen, Ermittlung und Beispiele.* LfU Baden-Württemberg, 2005

[4] *Fließgewässermodellierung Arbeitsbehelf Hydrodynamik - Grundlagen, Anwendung und Modelle für die Praxis.* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, ÖWAV, 2007

[5] *Durchgängigkeit und Habitatmodellierung von Fließgewässern - Wiederherstellen der Durchgängigkeit, Funktionskontrolle von Wanderhilfen, Habitate und ihre Beschreibung.* Bauhaus-Universitätsverlag, 2010

[6] *Merkblatt DWA-M 509 Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung.* Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2014

[7] *HYDRO_AS-2D 2D-Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis Version 4.1.3 - Benutzerhandbuch.* Ingenieurbüro Dr. Nujic und Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, 2016

[8] *Länder-Typenkarte - Fließgewässertypenkarte der Gewässer mit Gewässernetzen und Fachdaten der Bundesländer aus den Jahren 2009-2015 im Auftrag des Umweltbundesamtes.* umweltbüro essen, 2016

[9] *HYDRO_AS-2D 2D-Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis Version 4.3.4 - Benutzerhandbuch.* Ingenieurbüro Dr. Nujic und Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, 2017

[10] *System Manuals of Basement - Reference Manual Version 2.7.* Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie; Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, 2017

[11] *System Manuals of Basement - User Manual Version 2.7.* Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie; Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, 2017

[12] Abbott, M.B.: *Computational Hydraulics, Elements of the Theory of Free-Surface Flows.* Pitman Publ., London, 1979

[13] Ackermann, F.: Airborne laser scanning—present status and future expectations. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 54 (1999), Nr. 2, 64 - 67. http://dx.doi.org/10.1016/S0924-2716(99)00009-X. – DOI 10.1016/S0924–2716(99)00009–X. – ISSN 0924–2716

[14] Albert, G. ; Langer, H.: *Ökologische Neuorientierung der Bundeswasserstraßenbewirtschaftung.* 2007

[15] Baran, R. ; Dobler, W. ; Steinbacher, F. ; Ritter, M. ; Aufleger, M.: Die hydraulische Modellierung von Wildbächen mittels hochaufgelöster hydrographischer LIDAR-Daten. In: *Beiträge der Oldenburger 3D-Tage* (2014)

[16] Baran, R. ; Dobler, W. ; Steinbacher, F. ; Ritter, M. ; Niederwieder, M. ; Benger, W. ; Aufleger, M.: Verschneidung von Airborne Hydromapping und Fächerecholotvermessung bei Rheinfelden. In: *Wasserwirtschaft* (2013), 9, S. 18 – 25

[17] Bezolla, G. R.: *Fliesswiderstand und Sohlstabilität natürlicher Gerinne unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses der relativen Überdeckung*, VAW ETH Zürich, Diss., 2002

[18] Bovee, K.D.: *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology.* Washington, DC: USDI Fish and Wildlife Service, Instream Flow Information Paper #21 FWS/OBS-86/7, 1986 https://pubs.er.usgs.gov/publication/70121265

[19] Campana, D. ; ; Marchese, E. ; Theule, J. I. ; Comiti, F.: Channel degradation and restoration of an Alpine river and related morphological changes. In: *Geomorphology* 221 (2014), 230 - 241. http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.06.016. – DOI 10.1016/j.geomorph.2014.06.016. – ISSN 0169–555X

[20] Campbell, N.A. ; Reece, J.B.: *Biologie*. Bd. 8., aktualisierte Ausgabe. Pearson Studium, München, 2009

[21] Conner, J. T. ; Tonina, D.: Effect of cross-section interpolated bathymetry on 2D hydrodynamic model results in a large river. In: *Earth Surface Processes and Landforms* 39 (2014), Nr. 4, 463–475. http://dx.doi.org/10.1002/esp.3458. – DOI 10.1002/esp.3458. – ISSN 1096–9837

[22] Deumlich, F. ; Staiger, R.: *Instrumentenkunde der Vermessungskunde*. Herbert Wichmann Verlag, 2002

[23] Dobler, W. ; Steinbacher, F. ; Baran, R. ; Benger, W. ; Ritter, M. ; Leimer, W.: Die Möglichkeiten der Full Waveform für bathymetrische Airborne LiDAR Daten. In: *Publikationen der DGPF, Band 28, 418-427* (2019)

[24] Ferziger, J.H. ; Peric, M.: *Numerische Strömungsmechanik*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008 (ISBN 978-3-540-67586-0)

[25] Frissell, C. A. ; Liss, W. J. ; Warren, C. E. ; Hurley, M. D.: A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. In: *Environmental Management* 10 (1986), Nr. 2, 199-214. http://dx.doi.org/10.1007/BF01867358. – ISSN 0364–152X

[26] Fussenegger, D.: *Trübungseinflüsse auf die luftgestützte Gewässervermessung - Hydromapping unter dem Einfluss von Trübung*, Universität Innsbruck, Fakultät für Bauingenieurwissenschaften, Diplomarbeit, 2012

[27] Gard, M.: Variability in flow-habitat relationships as a function of transect number for PHABSIM modelling. In: *River Research and Applications* 21 (2005), Nr. 9, 1013–1019. http://dx.doi.org/10.1002/rra.862. – DOI 10.1002/rra.862. – ISSN 1535–1467

[28] Gibbins, C. N. ; Moir, H. J. ; Webb, J. H. ; Soulsby, C.: Assessing discharge use by spawning Atlantic salmon: A comparison of discharge electivity indices and PHABSIM simulations. In: *River Research and Applications* 18 (2002), Nr. 4, 383–395. http://dx.doi.org/10.1002/rra.685. – DOI 10.1002/rra.685. – ISSN 1535–1467

[29] Hauer, C. ; Keckeis, H. ; Tritthart, M. ; Liedermann, M. ; Habersack, H.: Optimierung der Habitatmodellierung an großen Fließgewässern unter Berücksichtigung von flussmorphologischen

Prozessen auf unterschiedlichen Skalen. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 64 (2012), Nr. 11-12, 553-563. http://dx.doi.org/10.1007/s00506-012-0036-4. – DOI 10.1007/s00506–012–0036–4. – ISSN 0945–358X

[30] Hauer, C. ; Mandlburger, G. ; Habersack, H.: Hydraulically related hydro-morphological units: description based on a new conceptual mesohabitat evaluation model (MEM) using LiDAR data as geometric input. In: *River Research and Applications* 25 (2009), Nr. 1, 29–47. http://dx.doi.org/10.1002/rra.1083. – DOI 10.1002/rra.1083. – ISSN 1535–1467

[31] Helmig, R. ; Class, H.: *Grundlagen der Hydromechanik*. Shaker Verlag Aachen, 2005 (ISBN 3-8322-4221-X)

[32] Hilldale, Robert C. ; Raff, David: Assessing the ability of airborne LiDAR to map river bathymetry. In: *Earth Surface Processes and Landforms* 33 (2008), Nr. 5, 773–783. http://dx.doi.org/10.1002/esp.1575. – DOI 10.1002/esp.1575. – ISSN 1096–9837

[33] Horritt, M.S. ; Bates, P.D. ; Mattinson, M.J.: Effects of mesh resolution and topographic representation in 2D finite volume models of shallow water fluvial flow. In: *Journal of Hydrology* 329 (2006), 306 - 314. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.02.016. – DOI 10.1016/j.jhydrol.2006.02.016. – ISSN 0022–1694

[34] Huet, M.: Apercu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. In: *Schweiz. Z. Hydrol. 11: 333-351* (1949)

[35] Joeckel, R. ; Stober, M. ; Huep, W.: *Elektronische Entfernungs- und Richtungsmessung und ihre Integration in aktuelle Positionierungsverfahren*. Herbert Wichmann Verlag, 2008

[36] Jorde, K.: Hydraulische und morphologische Modellierung von Fliessgewässern mit dem Simulationsmodell CASiMiR: Sohlnahe Strömung. In: *Wasserwirtschaft* (1997), S. 368 – 369

[37] Jorde, K.: *Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken*, Universität Stuttgart, Diss., 1997

[38] Jorde, K. ; Schneider, M. ; Zöllner, F.: Analysis of Instream Habitat Quality - Preference Functions and Fuzzy Models. In: *Stochastic Hydraulics, Wang & Hu (eds.), Balkema, Rotterdam* (2000), S. 671 – 680

[39] Jowett, I. G.: A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. In: *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27 (1993), Nr. 2, 241-248. http://dx.doi.org/10.1080/00288330.1993.9516563. – DOI 10.1080/00288330.1993.9516563

[40] Jungwirth, M. ; Haidvogl, G. ; Moog, O. ; Muhar, S. ; Schmutz, S.: *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag, Wien, 2003

[41] Kinzel, P. J. ; Legleiter, C. J. ; Nelson, J. M.: Mapping River Bathymetry With a Small Footprint Green LiDAR: Applications and Challenges. In: *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 49 (2013), Nr. 1, 183–204. http://dx.doi.org/10.1111/jawr.12008. – DOI 10.1111/jawr.12008. – ISSN 1752–1688

[42] Kinzelbach, W.: *Hydraulik II (Vorlesungsskript)*. 2007

[43] Kopecki, I. ; Schneider, M.: *Ökohydraulische Untersuchungen zur Minderung der Schwall-Sunk Auswirkungen in der Litzauer Schleife, Lech*. 2015

[44] Laurien, E. ; Oertel, H.: *Numerische Strömungsmechanik, Grundgleichungen und Modelle, Lö-*

sungsmethoden , Qualität und Genauigkeit. Vieweg + Teubner Verlag | Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, 2011 (ISBN 978-3-8348-1503-3)

[45] Lecheler, S.: *Numerische Strömungsberechnung : Schneller Einstieg durch anschauliche Beispiele*. Vieweg + Teubner Verlag | Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, 2011 (ISBN 978-3-8348-1568-2)

[46] Legleiter, C. J. ; Kyriakidis, P. C. ; McDonald, R. R. ; Nelson, J. M.: Effects of uncertain topographic input data on two-dimensional flow modeling in a gravel-bed river. In: *Water Resources Research* 47 (2011), Nr. 3, n/a–n/a. http://dx.doi.org/10.1029/2010WR009618. – DOI 10.1029/2010WR009618. – ISSN 1944–7973. – W03518

[47] Mandlburger, G. ; Hauer, C. ; Wieser, M. ; Pfeifer, N.: Topo-Bathymetric LiDAR for Monitoring River Morphodynamics and Instream Habitats - A Case Study at the Pielach River. In: *Remote Sensing* 7 (2015), Nr. 5, 6160. http://dx.doi.org/10.3390/rs70506160. – DOI 10.3390/rs70506160. – ISSN 2072–4292

[48] Mandlburger, G. ; Höfle, B. ; Briese, C.: Topographische Daten aus Laserscanning als Grundlage für Hydrologie und Wasserwirtschaft. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 61 (2009), Nr. 7-8, S. 89–97

[49] Mandlburger, G. ; Pfennigbauer, M. ; Steinbacher, F. ; Pfeifer, N.: Airborne Hydrographic LiDAR Mapping - Potential of a new technique for capturing shallow water bodies. In: *Chan, F., Marinova, D., Anderssen, R. (Eds.), MODSIM2011, Proceedings of 19th International Congress on Modelling and Simulation, Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, Perth* (2011), 2416–2422. http://publik.tuwien.ac.at/files/PubDat_202499.pdf

[50] Mansfeld, M.: *Satellitenortung und Navigation - Grundlagen, Wirkungsweise und Anwendung globaler Satellitennavigationssysteme*. Vieweg + Teubner Verlag | Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, 2010

[51] Martin, H.: *Numerische Strömungssimulation in der Hydrodynamik, Grundlagen und Methoden*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2011 (ISBN 978-3-642-17207-6)

[52] Matthews, V.: *Vermessungskunde Teil 2*. Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, 1997

[53] McKean, J. ; Tonina, D. ; Bohn, C. ; Wright, C.W.: Effects of bathymetric lidar errors on flow properties predicted with a multi-dimensional hydraulic model. In: *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 119 (2014), Nr. 3, 644–664. http://dx.doi.org/10.1002/2013JF002897. – DOI 10.1002/2013JF002897. – ISSN 2169–9011. – 2013JF002897

[54] Musall, M.: *Mehrdimensionale hydrodynamisch-numerische Modelle im praxisorientierten und operationellen Einsatz*, Karlsruher Institut für Technologie, Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Diss., 2011

[55] Noack, M.: *Modelling Approach for Interstitial Sediment Dynamics and Reproduction of Gravel-Spawning Fish*, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart, Diss., 2012

[56] Nujic, M.: *Hydro_ AS-2D - Ein zweidimensionales Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis*, 2009

[57] Oertel, H. ; Böhle, M. ; Reviol, T.: *Strömungsmechanik, Grundlagen, Grundgleichungen, Lösungsmethoden, Softwarebeispiele*. Vieweg + Teubner Verlag | Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, 2011 (ISBN 978-3-8348-1397-8)

[58] Parasiewicz, P.: The MesoHABSIM model revisited. In: *River Research and Applications* 23, Nr. 8, 893-903. http://dx.doi.org/10.1002/rra.1045. – DOI 10.1002/rra.1045

[59] Parasiewicz, P.: MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning. 26 (2001), 09, S. 6–13

[60] Quick, I. ; König, F. ; Baulig, Y. ; Borgsmüller, C. ; Schriever, S.: *Das hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsverfahren Valmorph 2 für schiffbare Oberflächengewässer*. BfG-Bericht Nr. 1910. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz., 2017

[61] Schneider, M.: *Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen*, Universität Stuttgart, Diss., 2001

[62] Schneider, M. ; Almendro, C.J. ; Kopecki, I. ; Ortlepp, J. ; Eisner, A. ; Geitz, P.: Mesohabitatmodellierung für das Gewässermanagement nach Europäischer WRRL. In: *Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TUM München, Nr. 128/2013* (2013)

[63] Schneider, M. ; Giesecke, F. ; Zöllner, F. ; Kerle, F.: CASiMiR Hilfsmittel zur Mindestwasserfestlegung unter Berücksichtigung von Ökologie und Ökonomie. In: *Wasserwirtschaft* 91 (2001), S. 486 – 490

[64] Schnell, J.: *Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes „Litzauer Schleife“*, Diplomarbeit, 2005

[65] Skublics, D.: *Großräumige Hochwassermodellierung im Einzugsgebiet der bayerischen Donau - Retention, Rückhalt, Ausbreitung*, Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Ingenieurfakultät Bau Geo Umwelt, Technische Universität München, Diss., 2014

[66] Stalnaker, C. ; Lamb, B. L. ; Henriksen, J. ; Bovee, K. ; Bartholow, J.: *The Instream Flow Incremental Methodology, A Primer for IFIM, Bilogical Report 29*. U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington, D.C. 20240, 1995

[67] Steinbacher, F. ; Pfennigbauer, M. ; Aufleger, M. ; Ullrich, A.: Airborne Hydro Mapping – Area wide surveying of shallow water areas. In: *Proceedings of 38th ISPRS Congress* (2010)

[68] Steinbacher, F. ; Pfennigbauer, M. ; Aufleger, M. ; Ullrich, A.: High resolution airborne shallow water mapping. In: *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* XXXIX-B1 (2012)

[69] Tuhtan, J. A.: *A Modelling Approach for Alpine Rivers Impacted by Hydropeaking Including the Second Law Inequality*, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Universität Stuttgart, Diss., 2012

[70] Vreugdenhil, C.B.: *Numerical Methods for Shallow-Water Flow*. Springer Netherlands, 1994 (Water Science and Technology Library). https://books.google.at/books?id=8uohw01mgaEC. – ISBN 9780792331643

[71] Wehr, A. ; Lohr, U.: Airborne laser scanning—an introduction and overview. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 54 (1999), Nr. 2, 68 - 82. http://dx.doi.org/10.1016/S0924-2716(99)00011-8. – DOI 10.1016/S0924–2716(99)00011–8. – ISSN 0924–2716

[72] Weinold, T. ; Schölderle, F. ; Hanke, K.: Vergleich von ALB-Daten mit terrestrischen Messungen ausgewählter Untersuchungsgebiete. In: *19. Internationale Geodätische Woche Obergurgl 2017. Herbert Wichmann Verlag, VDE VERLAG GMBH, Berlin/Offenbach* (2017)

[73] Wörndl, M.: *Measuring an Modeling In-Stream Hydraulics - New Insights on the Basis of Air-*

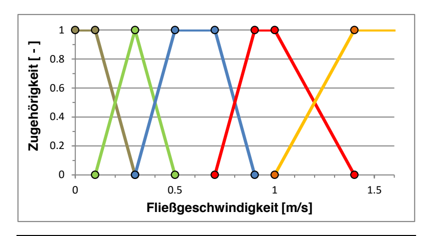
borne Bathymetric Scanning in three Mountain River Reaches, Universität Innsbruck, Fakultät für Technische Wissenschaften, Diss., 2018

[74] Yörük, A.: *Unsicherheiten bei der hydrodynamischen Modellierung von Überschwemmungsgebieten*, Universität der Bundeswehr München, Institut für Wasserwesen, Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Diss., 2009

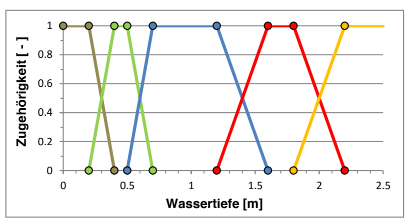
[75] Zadeh, L.A.: Fuzzy sets. In: *Information and Control* 8 (1965), Nr. 3, 338 - 353. `http://dx.doi.org/10.1016/S0019-9958(65)90241-X`. – DOI 10.1016/S0019–9958(65)90241–X. – ISSN 0019–9958

Anhang

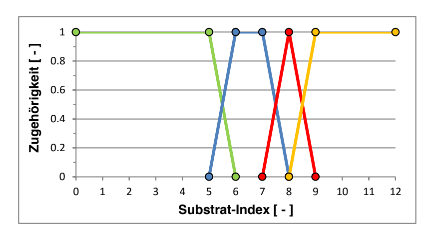
Fuzzymengen Äsche adult



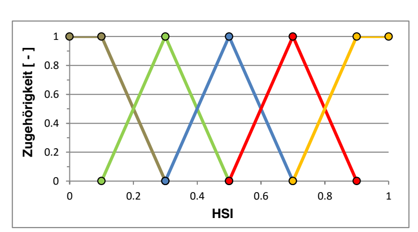
Fuzzymenge	sehr gering			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0	0.1	0.3	
Zugehörigkeit [-]	1	1	0	
Fuzzymenge	gering			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0.1	0.3	0.5	
Zugehörigkeit [-]	0	1	0	
Fuzzymenge	mittel			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0.3	0.5	0.7	0.9
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	groß			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0.7	0.9	1	1.4
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	sehr groß			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	1	1.4	100	
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	



Fuzzymenge	sehr gering			
Wassertiefe [m]	0	0.2	0.4	
Zugehörigkeit [-]	1	1	0	
Fuzzymenge	gering			
Wassertiefe [m]	0.2	0.4	0.5	0.7
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	mittel			
Wassertiefe [m]	0.5	0.7	1.2	1.6
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	groß			
Wassertiefe [m]	1.2	1.6	1.8	2.2
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	sehr groß			
Wassertiefe [m]	1.8	2.2	100	
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	



Fuzzymenge	sehr gering			
Substrat-Index [-]				
Zugehörigkeit [-]				
Fuzzymenge	gering			
Substrat-Index [-]	0	5	6	
Zugehörigkeit [-]	1	1	0	
Fuzzymenge	mittel			
Substrat-Index [-]	5	6	7	8
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	groß			
Substrat-Index [-]	7	8	9	
Zugehörigkeit [-]	0	1	0	
Fuzzymenge	sehr groß			
Substrat-Index [-]	8	9	12	
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	



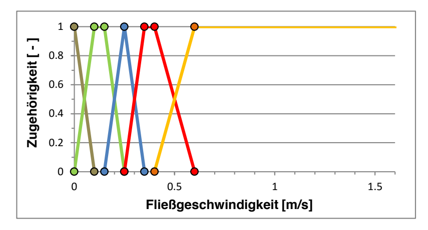
Fuzzymenge	sehr gering		
HSI	0	0.1	0.3
Zugehörigkeit [-]	1	1	0
Fuzzymenge	gering		
HSI	0.1	0.3	0.5
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	mittel		
HSI	0.3	0.5	0.7
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	groß		
HSI	0.5	0.7	0.9
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	sehr groß		
HSI	0.7	0.9	1
Zugehörigkeit [-]	0	1	1

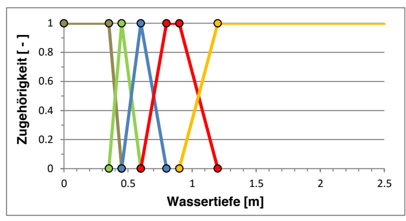
Fuzzyregeln Äsche adult

Zur Erklärung:
VL (very low) - sehr gering
L (low) - gering
M (medium) - mittel
H (high) - groß
VH (very high) - sehr groß

Fließ-geschwindigkeit	Wasser-tiefe	Substrat	Eignungs-index		Fließ-geschwindigkeit	Wasser-tiefe	Substrat	Eignungs-index
VL	VL	L	VL		M	M	H	H
VL	VL	M	VL		M	M	VH	M
VL	VL	H	VL		H	M	L	M
VL	VL	VH	VL		H	M	M	M
L	VL	L	VL		H	M	H	M
L	VL	M	VL		H	M	VH	M
L	VL	H	VL		VH	M	L	VL
L	VL	VH	VL		VH	M	M	VL
M	VL	L	VL		VH	M	H	VL
M	VL	M	VL		VH	M	VH	VL
M	VL	H	VL		VL	H	L	M
M	VL	VH	VL		VL	H	M	M
H	VL	L	VL		VL	H	H	M
H	VL	M	VL		VL	H	VH	M
H	VL	H	VL		L	H	L	M
H	VL	VH	VL		L	H	M	H
VH	VL	L	VL		L	H	H	M
VH	VL	M	VL		L	H	VH	M
VH	VL	H	VL		M	H	L	VH
VH	VL	VH	VL		M	H	M	VH
VL	L	L	VL		M	H	H	VH
VL	L	M	VL		M	H	VH	H
VL	L	H	VL		H	H	L	L
VL	L	VH	VL		H	H	M	L
L	L	L	L		H	H	H	L
L	L	M	L		H	H	VH	M
L	L	H	L		VH	H	L	VL
L	L	VH	VL		VH	H	M	VL
M	L	L	L		VH	H	H	VL
M	L	M	L		VH	H	VH	VL
M	L	H	L		VL	VH	L	L
M	L	VH	L		VL	VH	M	L
H	L	L	VL		VL	VH	H	L
H	L	M	VL		VL	VH	VH	L
H	L	H	VL		L	VH	L	M
H	L	VH	VL		L	VH	M	M
VH	L	L	VL		L	VH	H	M
VH	L	M	VL		L	VH	VH	M
VH	L	H	VL		M	VH	L	VH
VH	L	VH	VL		M	VH	M	VH
VL	M	L	M		M	VH	H	H
VL	M	M	M		M	VH	VH	H
VL	M	H	M		H	VH	L	M
VL	M	VH	L		H	VH	M	L
L	M	L	M		H	VH	H	M
L	M	M	M		H	VH	VH	M
L	M	H	M		VH	VH	L	VL
L	M	VH	L		VH	VH	M	VL
M	M	L	H		VH	VH	H	VL
M	M	M	VH		VH	VH	VH	VL

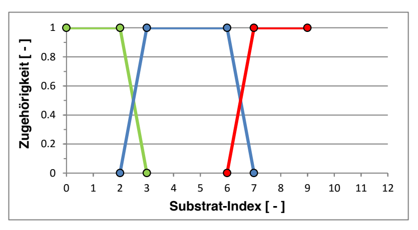
Fuzzymengen Äsche juvenil

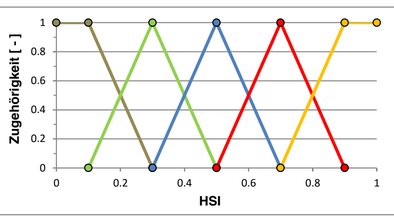




Fuzzymenge	sehr gering			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0	0.1		
Zugehörigkeit [-]	1	0		
Fuzzymenge	gering			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0	0.1	0.15	0.25
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	mittel			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0.15	0.25	0.35	
Zugehörigkeit [-]	0	1	0	
Fuzzymenge	groß			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0.25	0.35	0.4	0.6
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	sehr groß			
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0.4	0.6	100	
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	

Fuzzymenge	sehr gering			
Wassertiefe [m]	0	0.35	0.45	
Zugehörigkeit [-]	1	1	0	
Fuzzymenge	gering			
Wassertiefe [m]	0.35	0.45	0.6	
Zugehörigkeit [-]	0	1	0	
Fuzzymenge	mittel			
Wassertiefe [m]	0.45	0.6	0.8	
Zugehörigkeit [-]	0	1	0	
Fuzzymenge	groß			
Wassertiefe [m]	0.6	0.8	0.9	1.2
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	sehr groß			
Wassertiefe [m]	0.9	1.2	100	
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	





Fuzzymenge	sehr gering			
Substrat-Index [-]				
Zugehörigkeit [-]				
Fuzzymenge	gering			
Substrat-Index [-]	0	2	3	
Zugehörigkeit [-]	1	1	0	
Fuzzymenge	mittel			
Substrat-Index [-]	2	3	6	7
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	0
Fuzzymenge	groß			
Substrat-Index [-]	6	7	9	
Zugehörigkeit [-]	0	1	1	
Fuzzymenge	sehr groß			
Substrat-Index [-]				
Zugehörigkeit [-]				

Fuzzymenge	sehr gering		
HSI	0	0.1	0.3
Zugehörigkeit [-]	1	1	0
Fuzzymenge	gering		
HSI	0.1	0.3	0.5
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	mittel		
HSI	0.3	0.5	0.7
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	groß		
HSI	0.5	0.7	0.9
Zugehörigkeit [-]	0	1	0
Fuzzymenge	sehr groß		
HSI	0.7	0.9	1
Zugehörigkeit [-]	0	1	1

Fuzzyregeln Äsche juvenil

Fließ-geschwindigkeit	Wasser-tiefe	Substrat	Eignungs-index		Fließ-geschwindigkeit	Wasser-tiefe	Substrat	Eignungs-index
VL	VL	L	L		M	M	H	H
VL	VL	M	M		H	M	L	L
VL	VL	H	M		H	M	M	M
L	VL	L	L		H	M	H	M
L	VL	M	M		VH	M	L	VL
L	VL	H	M		VH	M	M	VL
M	VL	L	L		VH	M	H	VL
M	VL	M	M		VL	H	L	H
M	VL	H	M		VL	H	M	H
H	VL	L	L		VL	H	H	H
H	VL	M	L		L	H	L	H
H	VL	H	L		L	H	M	VH
VH	VL	L	VL		L	H	H	H
VH	VL	M	VL		M	H	L	M
VH	VL	H	VL		M	H	M	H
VL	L	L	H		M	H	H	H
VL	L	M	H		H	H	L	L
VL	L	H	M		H	H	M	L
L	L	L	H		H	H	H	L
L	L	M	H		VH	H	L	VL
L	L	H	M		VH	H	M	VL
M	L	L	H		VH	H	H	VL
M	L	M	H		VL	VH	L	M
M	L	H	M		VL	VH	M	M
H	L	L	L		VL	VH	H	M
H	L	M	M		L	VH	L	M
H	L	H	M		L	VH	M	H
VH	L	L	VL		L	VH	H	M
VH	L	M	VL		M	VH	L	M
VH	L	H	VL		M	VH	M	M
VL	M	L	H		M	VH	H	M
VL	M	M	VH		H	VH	L	L
VL	M	H	H		H	VH	M	M
L	M	L	VH		H	VH	H	M
L	M	M	VH		VH	VH	L	VL
L	M	H	H		VH	VH	M	VL
M	M	L	M		VH	VH	H	VL
M	M	M	H					



Arbeitsbereich Umwelttechnik
Technikerstraße 13
A - 6020 Innsbruck
www.uibk.ac.at/umwelttechnik

Arbeitsbereich Wasserbau
Technikerstraße 13
A - 6020 Innsbruck
www.uibk.ac.at/wasserbau


ISBN 978-3-99106-072-7